

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS
INDUSTRIALES Y DE TELECOMUNICACIÓN

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



Trabajo Fin de Grado

**Análisis del estado del arte de alternativas
de gestión de Biorresiduos mediante
compostaje.**

**(State of art of Biowaste management
alternatives by composting)**

Para acceder al Título de

Graduado/a en Ingeniería Química

Autor: Julio José Ruiz Ruiz

TÍTULO	Análisis del estado del arte de alternativas de gestión de Biorresiduos mediante compostaje		
AUTOR	Julio Jose Ruiz Ruiz		
DIRECTOR/CODIRECTOR	Eva Cifrian Bemposta / María Baquero Barros		
TITULACIÓN	<i>Grado en Ingeniería Química</i>	FECHA	11/08/2019

PALABRAS CLAVE

Estado del Arte, Biorresiduos, Residuos Domésticos, Compostaje, Variables, Impactos.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Tras la aprobación de las nuevas Directivas Europeas en materia de recogida y gestión de biorresiduos y Economía Circular, es necesaria la redefinición de los modelos de gestión de esta corriente de residuos, así como nuevas rutas que permitan incorporar los productos obtenidos en su gestión a los procesos productivos y económicos. Además, esta normativa marca que a partir del 31 diciembre del 2023, solo se denominará compost al producto obtenido del tratamiento de biorresiduos recogidos de manera selectiva y por tanto la gestión de los biorresiduos recogidos con la fracción resto dejan de computar a efectos de reciclaje, tal y como ocurre en Cantabria. Esta situación conlleva grandes cambios en la gestión de esta corriente en los próximos años, tanto en la estrategia de recogida como de gestión. En este sentido, los principales objetivos planteados en este trabajo son: (i) estimar la generación de biorresiduos en Cantabria, y (ii) revisión bibliográfica y análisis de las alternativas de gestión aplicables a estos, centrándose en el compostaje y sus variables de operación, así como los impactos asociados a este método de gestión.

RESULTADOS

Debido a que se necesita conocer la generación biorresiduos para tomar decisiones en materia de recogida y gestión, se ha estimado la tasa de generación de dicha corriente en Cantabria a lo largo del periodo 2006-2016. Estas tasas se obtienen mediante el uso de tres caracterizaciones realizadas a los Residuos Domésticos (RD) en distintos años, así como datos brutos de generación de Residuos Domésticos en Cantabria. Los valores obtenidos oscilan entre 123 y 162 kg/hab/año.

Mediante una revisión bibliográfica se han identificado los distintos métodos de gestión de biorresiduos, y con mayor profundidad se analizan y comparan las distintas modalidades en las que se puede realizar el compostaje atendiendo a la escala del proceso o al sistema en el que se lleva a cabo el compostaje. Se distinguen dos grandes grupos de sistemas de compostaje atendiendo al sistema en el que se basa el compostaje (abiertos y cerrados), estos a su vez se sub-dividen en más atendiendo a razones de colocación de la compostera o los sistemas de aireación. Si se atiende a la escala de proceso se identifican tres grupos: industrial, comunitario y doméstico. Así mismo se estudian variantes del compostaje como es el vermicompostaje o el té de compost.

Por otro lado, se analizan las distintas variables fisicoquímicas descritas en bibliografía que afectan al proceso, identificando cómo afecta cada una de ellas al proceso y cuál es su rango óptimo para biorresiduos. Se examinan las distintas técnicas que existen para la optimización del proceso, haciendo especial hincapié en la recogida selectiva (desde las instauradas ya en la industria hasta las técnicas emergentes), pretratamientos a los que pueden ser sometidos los RD antes de iniciar el proceso de compostaje (pretratamientos físicos, químicos y biológicos) o inoculación de determinados microorganismos en diferentes etapas del proceso. También se

explora la opción de co-compostaje con diferentes agentes de carga (biochar, zeolitas, cenizas de carbón o residuos de la industria agropecuaria).

Al igual que el resto de técnicas de gestión de residuos, el compostaje tiene una serie de impactos ambientales asociados. Se han extraído las cargas ambientales del proceso atendiendo principalmente a las emisiones gaseosas, debido a que estas suponen la mayor contribución a las cargas totales. Al mismo tiempo, se revisan las distintas opciones existentes para la minimización de las emisiones como la adición de la materia prima o el uso de biofiltros.

Gracias a que el proceso de compostaje permite la incorporación del producto final en los ciclos económicos se revisa el posible impacto económico y social que acarrea el compostaje. Además, se analizan diferentes experiencias en las que se utiliza el compost maduro. Por último, se realiza una comparación entre los distintos modelos de gestión de residuos para poder comparar dichos modelos y observar los beneficios e inconvenientes de los mismos.

CONCLUSIONES

Tras la realización de la estimación de biorresiduos en Cantabria, la revisión bibliográfica y el posterior análisis de los documentos obtenidos, las principales conclusiones obtenidas han sido:

- La estimación de la generación de biorresiduos en Cantabria toma valores situados en una horquilla de 123 y 162 Kg per cápita y año.
- Existen distintos tipos de compostaje dependiendo de nivel/escala (industrial, comunitario y el compostaje doméstico), así mismo, si se atiende al lugar donde se realiza se distinguen dos grandes grupos de compostaje (sistemas cerrados y sistemas abiertos), estos dos grandes grupos se dividen a su vez en sub-grupos atendiendo a razones de colocación de la compostera (vertical y horizontal) o tasas de aireación (natural y forzada).
- Las condiciones óptimas para el compostaje de biorresiduos son: humedad 50%-70%, relación C/N 30:1 y una tasa de aireación del 10%. El pH y la temperatura varían en función de la fase del proceso.
- Uno de los factores principales de mejora del producto final es la implantación de la recogida selectiva de la fracción orgánica de los Residuos Domésticos.
- Las cargas ambientales más significativas asociadas al proceso son: las emisiones de gases y generación de lixiviados.

BIBLIOGRAFÍA

Joly, E. (2011). Comparison of Home Composting and Large Scale Composting for Organic Waste Management in Quebec, Canada, (August), 1–43. (tesis)

Li, Z., Lu, H., Ren, L., & He, L. (2013). Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93(7), 1247–1257. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.064>

Lin, L., Xu, F., Ge, X., & Li, Y. (2018). Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89(February), 151–167. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.025>

Román, P., Martínez, M., Pantoja, A. 2015. *Manual de compostaje del agricultor experiencias en américa latina*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Santiago de Chile. E-ISBN 978-92-5-307845-5

TÍTULO	State of art of Biowaste management alternatives by composting		
AUTOR	Julio José Ruiz Ruiz		
DIRECTOR/CODIRECTOR	Eva Cifrian Bemposta/ María Baquero Barros		
TITULACIÓN	<i>Grado en Ingeniería Química</i>	FECHA	11/08/2019

KEYWORDS

State of the Art, Biowaste, Domestic Waste, Composting, Variables, Impacts

SCOPE

After the approval of the new European Directives on the collection and management of bio-waste and Circular Economy, it is necessary to redefine the management models of this waste stream, as well as new routes that allow the incorporation of the products obtained in its management to the productive and economic processes. Furthermore, this regulation establishes that from December 31 of 2023, only the product obtained from the treatment of bio-waste collected selectively will be called compost and therefore the management of the bio-waste collected with the rest fraction ceases to compute for recycling purposes, as it happens in Cantabria. This situation entails great changes in the management of this current in the coming years, both in the strategy of collection and management. In this sense, the main objectives set out in this work are: (i) estimate the generation of bio-waste in Cantabria, and (ii) review the literature and analyze the management alternatives applicable to them, focusing on composting and its operational variable, as well as the impacts associated with this management method.

RESULTS

Due to the fact that it is necessary to know the bio-waste generation to make decisions regarding collection and management, the generation rate of said stream in Cantabria has been estimated throughout the period 2006-2016. These rates are obtained through the use of three characterizations made to the Domestic Waste (DW) in different years, as well as gross data on generation of Domestic Residues in Cantabria. The values obtained range between 123 and 162 kg/capita/year.

Through a bibliographic review, the different methods of bio-waste management have been identified, and in greater depth, the different modalities in which composting can be performed are analyzed and compared taking into account the scale of the process or the system in which it is carried out composting, two large groups of composting systems are distinguished according to the system on which the composting is based (open and closed), these in turn are sub-divided in more according to reasons of placement of the compost or aeration systems. If we look at the process scale, we identify three groups: industrial, community and domestic. Likewise, composting variants such as vermicomposting or compost tea are studied.

On the other hand, the physicochemical variables described in the literature that affect the process are analyzed, identifying how each of them affects the process and which is its optimal range for bio-waste. The different techniques that exist for the optimization of the process are examined, with special emphasis on selective collection (from those already established in the industry to emerging techniques), pre-treatments to which the RD can be submitted before starting the composting process (physical pre-treatments, chemical and biological) or inoculation of certain microorganisms in different stages of the process. The option of co-

composting with different loading agents (biochar, zeolites, coal ash or residues of the agricultural industry) is also explored.

As with the rest of waste management techniques, composting has a series of associated environmental impacts. The environmental burdens of the process have been extracted, paying special attention to gaseous emissions, since these represent the greatest contribution to total loads. At the same time, the different existing options for the minimization of emissions such as the addition of raw material or the use of biofilters are reviewed.

Thanks to the fact that the composting process allows the incorporation of the final product in economic cycles, the possible economic and social impact of composting is reviewed. In addition, different experiences in which mature compost is used are analyzed. Finally, a comparison is made between the different models of waste management to be able to compare these models and observe the benefits and disadvantages of the same.

CONCLUSIONS

After executing the estimation of bio-waste in Cantabria, the literature review and the subsequent analysis of the documents obtained, the main conclusions obtained were:

- The estimation of the generation of bio-waste in Cantabria takes values located in a fork of 123 and 162 Kg per capita and year.
- There are different types of composting depending on level / scale (industrial community and domestic composting), likewise, if it is attended to the place where it is made, there are two large composting groups (closed systems and open systems), these two large groups are divided in turn into sub-groups according to the placement reasons of the compostera (vertical and horizontal) or aeration rates (natural and forced).
- Optimal conditions for bio-waste composting are: humidity 50% -70%, C / N ratio 30: 1 and an aeration rate of 10%. The pH and temperature vary depending on the phase of the process.
- One of the main factors of improvement of the final product is the implementation of the selective collection of the organic fraction of Domestic Waste.
- The most significant environmental burdens associated with the process are: gas emissions and generation of leachates.

REFERENCES

Joly, E. (2011). Comparison of Home Composting and Large Scale Composting for Organic Waste Management in Quebec, Canada, (August), 1–43. (tesis)

Li, Z., Lu, H., Ren, L., & He, L. (2013). Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93(7), 1247–1257.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.064>

Lin, L., Xu, F., Ge, X., & Li, Y. (2018). Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89(February), 151–167.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.025>

Román, P., Martínez, M., Pantoja, A. 2015. *Manual de compostaje del agricultor experiencias en américa latina*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Santiago de Chile. E-ISBN 978-92-5-307845-5

Contenido

1.	Introducción	1
1.1	La problemática de los Residuos Domésticos	1
1.2	Composición de los RD: La importancia de los Biorresiduos	4
1.3	Sistemas de Gestión de los Biorresiduos Domésticos.....	5
1.4	Normativa aplicable a los Biorresiduos.....	10
1.5	Objetivos	11
2.	Metodología.....	12
2.1	Estimación de la producción de biorresiduos en Cantabria.....	12
2.2	Revisión bibliográfica	13
3.	Resultados.....	15
3.1	Estimación de la generación de biorresiduos en Cantabria.....	17
3.2	El proceso de compostaje	17
3.2.1.	Tipos de compostaje	18
3.2.2	Etapas del proceso de compostaje	22
3.3.	Variables y optimización del proceso de compostaje.....	24
3.3.1.	Variables del compostaje y su rango óptimo	24
3.3.2.	Optimización del proceso.....	36
3.4.	Impacto ambiental, económico y social del compostaje	45
3.4.1.	Impacto ambiental del proceso de compostaje.....	45
3.4.2.	Análisis económico y social	52
3.4.3.	Comparación entre modelos de gestión.....	57
4.	Conclusiones.....	61
5.	Bibliografía	62
	Anexo I.....	70
	Anexo II.....	71
	Anexo III.....	77

Índice de figuras

Figura 1. Diagrama de Economía Circular aplicado a Residuos Biodegradables (Casarejos et al., 2018)	1
Figura 2. Residuos generados en el año 2016 por las CCAA (MAGRAMA, 2016; INE, 2018)	3
Figura 3 Distribución de la composición de RD en Cantabria en 2014 (MARE, 2017)	4
Figura 4. Pirámide de gestión de residuos (CEGESTI, 2013).....	6
Figura 5. Ruta que siguen los RD en España (MAGRAMA, 2016; PEMAR, 2016)	6
Figura 6. Distribución de la gestión de la fracción orgánica recogida, Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes (izquierda) y Residuos biodegradables de parques y jardines (derecha) (MAGRAMA, 2016)	9
Figura 7. Etapas de la revisión bibliográfica.....	13
Figura 8. Número de publicaciones según el país.....	15
Figura 9. Super-estructura con las variables analizadas en este estudio.....	16
Figura 10. Estimación de la generación de biorresiduos en Cantabria periodo 2006-2016	17
Figura 11. Clasificación de los sistemas de compostaje.....	18
Figura 12. Esquema de los distintos tipos de compostaje	20
Figura 13. Evolución de los parámetros durante el compostaje.....	24
Figura 14. Evolución de la humedad durante el compostaje (Wang et al., 2017; Waqas et al., 2018)	26
Figura 15. Evolución de la temperatura durante el compostaje (Kalamdhad et al., 2012; Wang et al., 2017; Wang et al., 2018 b)	27
Figura 16. Evolución del pH durante el compostaje (Waqas et al., 2018; Wei et al., 2014; Jiang et al., 2015 a).....	30
Figura 17. Evolución del C/N durante el compostaje (Wei et al., 2014; Wang et al., 2017)	32
Figura 18. Diagrama de los tipos de pretratamientos.....	37

Índice de tablas

Tabla 1. Estimación de generación de RD para el 2025 (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012).....	2
Tabla 2. Generación de RD en países pertenecientes a la UE (EUROSTAT, 2018)	3
Tabla 3. RD generados en España (MAGRAMA, 2016) ¹	4
Tabla 4. RD tratados según el tipo de instalación (MAGRAMA, 2016).	7
Tabla 5. Ventajas y desventajas de las enmiendas biológicas (Lin et al., 2018; Mata-Alvarez et al., 2014; Kalamdhad et al., 2012).....	8
Tabla 6. Parámetros de control para las distintas etapas de compostaje (Lin et al., 2014; Mehta et al., 2014; Jurado et al., 2014; Partanen et al., 2010).....	35
Tabla 7. Problemáticas asociadas a los rangos de control.....	35
Tabla 8. Pretratamientos más comunes y sus efectos sobre el compostaje	40
Tabla 9. Ventajas de inocular diferentes microorganismos en el compostaje.	46
Tabla 10. Reducción de los gases emitidos en el compostaje en función del aditivo.....	52
Tabla 11. Propiedades del compost maduro (Lin et al. 2014; Chen et al. 2010; Lin et al. 2018; Nakhshiniev et al., 2014).....	53

1. Introducción

1.1 La problemática de los Residuos Domésticos

A medida que el mundo tiende hacia un entorno más urbano, la cantidad de RD (Residuos domésticos), uno de los subproductos de la forma de vida urbana, crece a la vez que la tasa de urbanización o que el PIB de las distintas regiones del planeta. Debido a la fuerte vinculación que existe entre el crecimiento económico, la generación de residuos y el modelo de producción y consumo lineal, la Unión Europea aboga por el desacople del crecimiento económico y la generación de residuos, y para ello está impulsando la transición del modelo lineal al circular. Respecto a la gestión de residuos, la implantación del modelo de economía circular cambia radicalmente la manera en la que estos se entienden, ya no se rechazan, sino que ahora se considerarán un recurso que puede ser reintroducido en los ciclos biológicos y de producción. Dicho ciclo se muestra en la Figura 1.

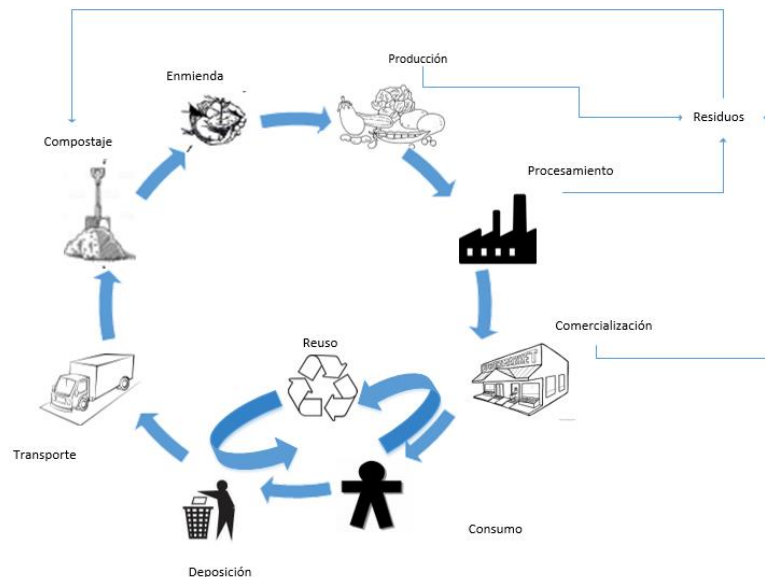


Figura 1. Diagrama de Economía Circular aplicado a Residuos Biodegradables (Casarejos et al., 2018)

La tasa de generación de residuos a **nivel mundial** en el año 2015 alcanzó los 1,3 mil millones de toneladas y se espera que la generación de residuos domésticos no deje de crecer (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012). Para el año 2025 se generarán un total de 2,2

mil millones de toneladas, por lo tanto, el incremento en la generación se traduce en aumento de 1,2 kg a 1,42 kg por persona y día en tan solo un lustro y medio (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012). Si se desglosa la producción de estos residuos en las distintas regiones del mundo, se puede observar como la generación de dichos residuos no es igual a lo largo del planeta (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012). En la Tabla 1 se recoge la estimación de la generación de residuos de las distintas regiones del planeta, tanto la cantidad bruta como la cantidad per cápita.

Tabla 1. Estimación de generación de RD para el 2025 (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012)

Región	RSU generados (ton/día)	RSU generado per cápita (kg/cápita día)
África subsahariana	441.840	0,85
Asia oriental y regiones del pacifico	1.865.379	1,5
Europa y Asia central	354.810	1,5
Latinoamérica y el caribe	728.392	1,6
Medio oeste y áfrica del norte	369.320	1,43
OCDE	1.742.417	2,1
Asia del sur	567.545	0,77
TOTAL	6.069.703	1,4

Tal y como se puede observar en la Tabla 1, la generación de residuos aumenta significativamente para todas las regiones debido a su crecimiento demográfico, así como la urbanización a la que se verá sometido el planeta, a excepción de los datos de los países pertenecientes a la OCDE.

Si se atiende a la **Unión Europea**, para los países más representativos de la misma, se obtienen los datos de generación de residuos los cuales se reflejan en la Tabla 2, en la que se desglosan la generación de residuos domésticos en el año 2016 en mil toneladas/año y en kilogramo/cápita y año. Como se puede observar en la Tabla 2, para la Unión Europea la generación de residuos se distribuye de manera más o menos homogénea entorno a la media, 483 kg/persona y año. De la selección de países lidera la generación de residuos Noruega con más de 700 kg por persona y año. (EUROSTAT, 2018).

A **nivel nacional**, en el año 2015 en España se generaron 21,2 millones de toneladas y a lo largo del 2016 20,5 millones de toneladas. En la Figura 2 se presentan los datos de generación por CCAA para todo el territorio.

Tabla 2. Generación de RD en países pertenecientes a la UE (EUROSTAT, 2018)

País	RSU generados (mil ton)	RSU generado per cápita (kg/cápita)
Alemania	51.633	627
Francia	34.143	511
Austria	4.928	564
Hungría	3.721	379
Finlandia	2.768	504
Suecia	4.393	443
Noruega	3.946	754
Bulgaria	2.881	404
Rumania	5.136	261
Italia	30.117	497
Grecia	5.362	498
Portugal	4.897	474

Se puede observar que la producción de residuos de competencia municipal se distribuye uniformemente sobre la media de generación por habitante y año (455 kg/año), a excepción de la comunidad autónoma de canarias, que para una población tres veces menor que Cataluña produce solo la mitad de residuos, 584 kg/año canarios frente a los 476 kg/año catalanes, esto es debido principalmente al turismo que reciben las islas a lo largo de todo el año (MAGRAMA, 2016; INE, 2016).

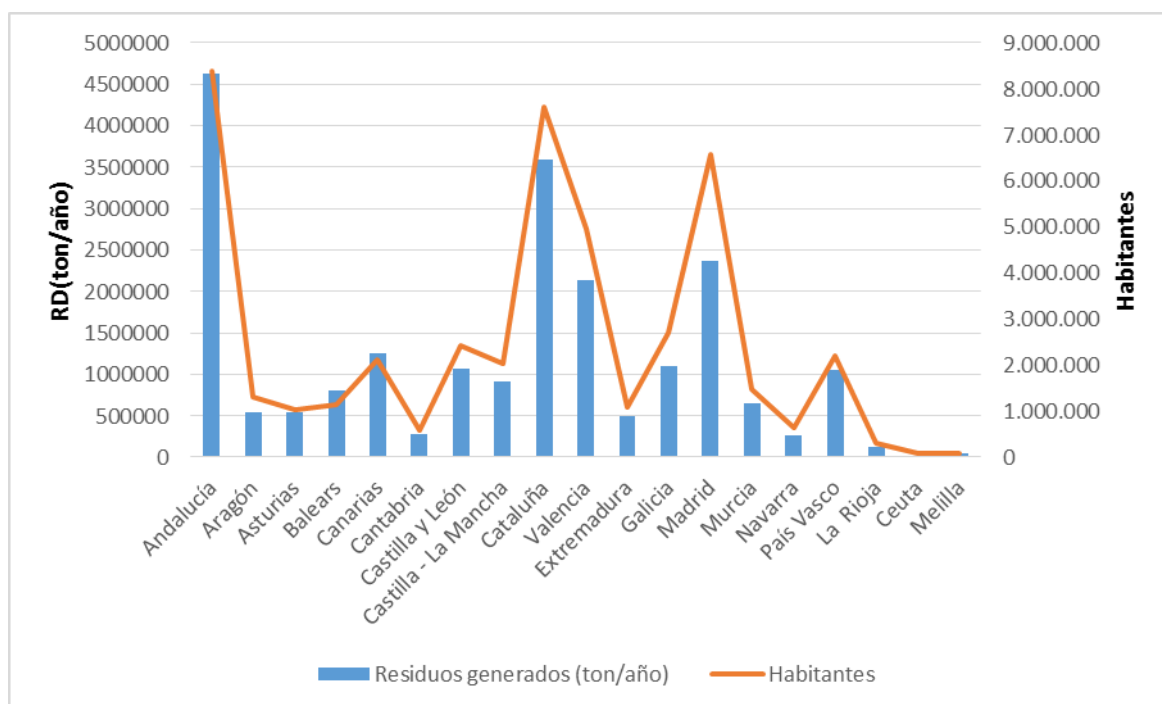


Figura 2. Residuos generados en el año 2016 por las CCAA (MAGRAMA, 2016; INE, 2018)

En la comunidad cántabra en el año 2015 se produjeron 278.642 toneladas de residuos (MAGRAMA, 2016).

1.2 Composición de los RD: La importancia de los Biorresiduos

Como es previsible, el volumen de residuos generados presenta una composición heterogénea, si se desgranar los residuos por tipología generados en todo el territorio español se obtiene los datos reflejados en la Tabla 3. En esta se muestra de manera separada los distintos tipos de residuos generados en función del tipo de recogida.

Tabla 3. RD generados en España (MAGRAMA, 2016)¹

Tipo de residuo	Código LER del residuo	Residuo	Ton/año	%
Residuos mezclados	20 03 01	Residuos municipales mezclados	17.141.367	90.20
Residuos recogidos selectivamente	20 01 01	Papel y cartón	1.021.166	5.37
	20 01 02	Vidrio	6.070	0.03
	20 01 08	Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes	596.985	3.14
	20 02 01	Residuos biodegradables de parques y jardines	238.719 ¹	1.26

Como se puede observar, más del 90% de los residuos domésticos generados se recogen de forma mezclada, lo cual determina la gestión posterior que se le aplica.

Para la comunidad autónoma de Cantabria, si se analiza la composición de los residuos domésticos generados, se obtienen las proporciones expresadas en porcentaje, mostradas en la Figura 3.

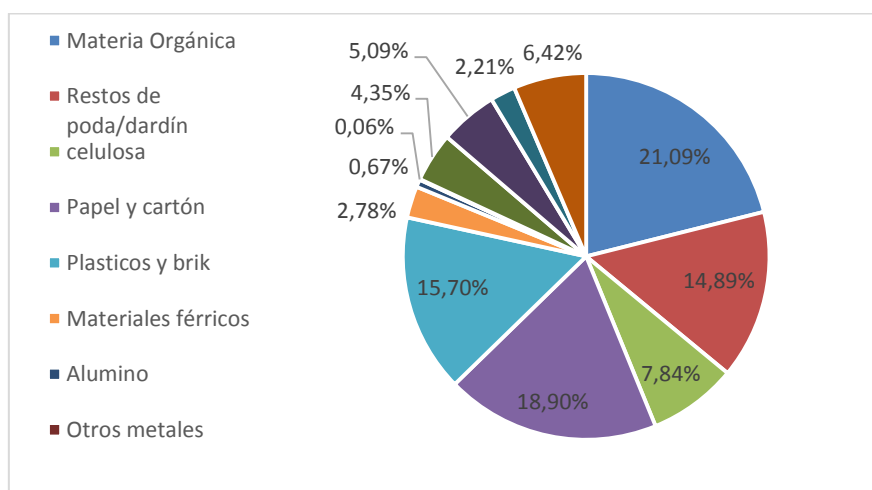


Figura 3 Distribución de la composición de RD en Cantabria en 2014 (MARE, 2017)

¹ En la Tabla 3 no se incluyen determinados residuos que, si están incluidos dentro del grueso de residuos generados, tales como los residuos catalogados con LER 15, ya que estos no son de competencia municipal.

Se puede observar que las fracciones mayoritarias de los residuos producidos son aquellas que son sensibles al sometimiento de procesos biológicos, tales como la materia orgánica (compuesta principalmente por residuos de comida) y restos de podas y jardinería entre otros.

1.3 Sistemas de Gestión de los Biorresiduos Domésticos

Las características en la producción de los residuos en las distintas regiones del planeta dependen ampliamente de los hábitos y costumbres de la población, del clima de la región, de las actividades económicas que se desarrollan, así como las políticas de gestión que aplican. Estas variables, junto con el sistema de recogida empleado (si es selectiva o en masa) influyen en la búsqueda de soluciones para los problemas que genera su gestión.

Las cifras de generación de los residuos son alarmantes, debido a esto la eliminación en vertedero de todo el volumen generado es inviable desde el punto de vista medioambiental y de ordenación del territorio, por ello es esencial un plan de gestión de residuos. Mientras que para fracciones de residuos domésticos como el papel-cartón, el vidrio o los envases los sistemas de recogida selectiva y de gestión están ampliamente establecidos, el reto de los próximos años es el de la fracción de residuos biodegradables.

En la actualidad, la jerarquía ha englobado aspectos sociales o consideraciones medioambientales, hasta convertirse en la jerarquía que se muestra en la Figura 4.

Tal y como se puede observar en la Figura 4, se establecen una serie de pasos o medidas en la gestión de los residuos, las cuales abordan las distintas etapas para la correcta manipulación de los RD con el objetivo de disminuir todo lo posible la cantidad de los residuos que llegan a la eliminación en vertedero.

A pesar de que, en al menos los tres primeros escalones, los hogares tienen la posibilidad de intervenir, en gran parte del mundo la pirámide esta invertida, siendo la primera opción el depósito en vertedero.

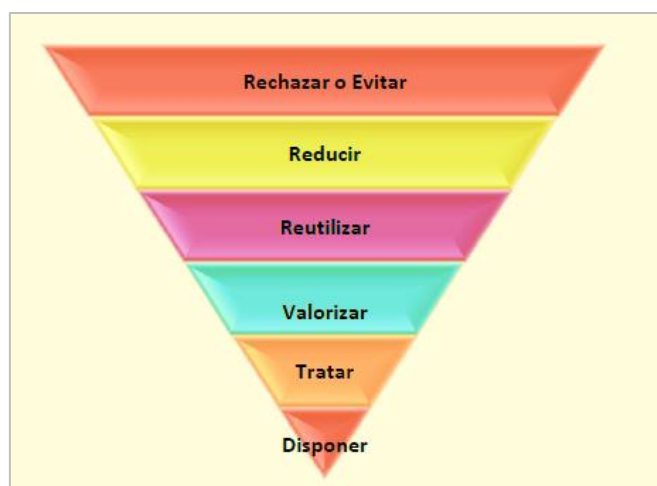


Figura 4. Pirámide de gestión de residuos (CEGESTI, 2013)

En la Figura 5 se muestra la ruta que sufren los residuos domésticos generados en España en el año 2016. Así mismo en la Tabla 4 se muestran las cantidades de residuos tratados el mismo año en las diferentes instalaciones, así como en número de instalaciones presentes en el territorio español.

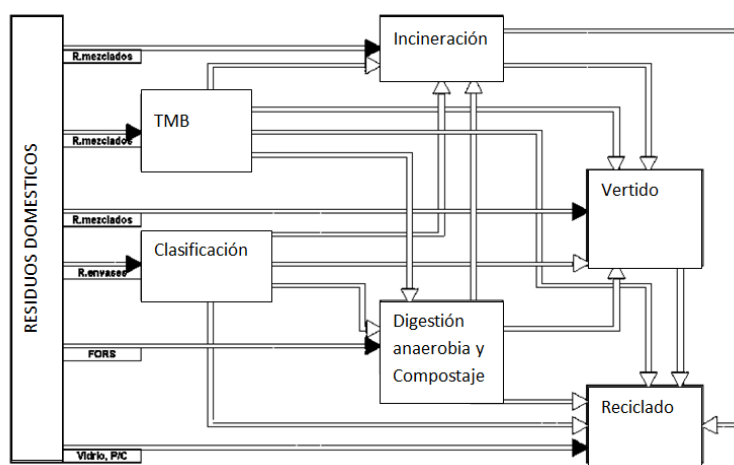


Figura 5. Ruta que siguen los RD en España (MAGRAMA, 2016; PEMAR, 2016)

Como se puede observar en la Figura 5, los flujos de entrada en las instalaciones de incineración constan de los rechazos del resto de las demás instalaciones (TMB, clasificación y digestión anaerobia y compostaje).

Tabla 4. RD tratados según el tipo de instalación (MAGRAMA, 2016).

Instalaciones	Flujo de entrada (ton/año)	Nº de instalaciones
Instalaciones de clasificación de envases	611.790	92
instalaciones de triaje	1.019.143	5
Instalaciones de compostaje de fracción orgánica recogida separadamente	414.899	47
Instalaciones de triaje y compostaje	8.079.452	66
Instalaciones de triaje, biometanización y compostaje de fracción orgánica recogida separadamente	260.761	8
Instalaciones de triaje, biometanización y Compostaje	3.139.926	22
Instalaciones de incineración	2.398.374	10
Vertederos	11.584.198	126

A continuación, se pasa a describir en qué consisten las principales opciones de gestión aplicadas a los Biorresiduos. En primer lugar, se tratará la eliminación en vertedero, siendo estos una extensión de tierra donde se depositan finalmente los residuos. Los vertederos producen lixiviados que contienen sustancias químicas altamente tóxicas concentradas. Los daños causados por dichos flujos son en gran parte desconocidos debido a la complejidad del flujo de lixiviados dentro del vertedero (Kalamdhad et al., 2012). El grado de contacto entre los residuos y el medio ambiente depende ampliamente del tipo de vertedero y de la gestión del mismo. Estos van, desde los vertederos sin recuperación de energía, ni tratamiento de lixiviados o gases de vertedero (Behrooznia et al., 2018), hasta los vertederos implementados en la UE que deben contar con todas las tecnologías para evitar los impactos al medio.

Otro modelo de gestión es la incineración. Esta se basa en la combustión de los residuos dando como resultado cenizas y emisiones gaseosas. Como puede comprobarse, las incineradoras no eliminan los residuos, sino que transforman un tipo de residuos en otros. Las corrientes gaseosas generadas han de ser tratadas debido a su alto carácter contaminante, ya que estas corrientes contienen metales pesados, dioxinas y compuestos orgánicos volátiles; dichas sustancias son persistentes en el medio ambiente y tienen un carácter altamente toxico. Las cenizas también han de ser gestionadas correctamente ya que estas pueden producir lixiviados con contaminantes presentes en ellas (Kalamdhad et al., 2012). Las plantas de incineración de residuos deben contar con un sistema de recuperación energética para ser considerado como valorización. Esta técnica reduce considerablemente las cargas ambientales de las

plantas de incineración, pero las corrientes residuales tienen que ser tratadas adecuadamente (Hermann et al., 2011).

Dentro de las opciones de valorización de los residuos biodegradables destacan las técnicas de gestión biológicas. Dentro de estas aparecen la digestión anaerobia y el compostaje. La digestión anaerobia es un proceso biológico que transforma los residuos biológicos en biogás y digestato. El biogás producido está constituido principalmente por metano, el cual es sensible de ser utilizado como combustible (Lin et al., 2018). Por otro lado, el compostaje es un proceso de enmienda biológica, es un proceso aerobio en el cual el producto principal es el compost que al ser producido libera calor y dióxido de carbono (Lin et al., 2018). El compost puede ser utilizado como alternativa a los fertilizantes sintéticos, ahorrando así energía y agua en el proceso de fabricación de fertilizantes. El uso de enmiendas biológicas para la gestión de residuos reduce el volumen de desechos que han de ser depositados en vertederos, además el compostaje tiene una larga tradición en países en vías de desarrollo, sobre todo en áreas rurales (Kalamdhad et al., 2012).

Los procesos de enmienda biológica para la gestión de residuos han sido ampliamente estudiados debido a las amplias posibilidades que ofrecen para la gestión de residuos con valorización de los productos obtenidos. En la Tabla 5 se muestran las ventajas e inconvenientes de los dos modelos de gestión biológica antes explicadas (Mata-Alvarez et al., 2014; Kalamdhad et al., 2012).

Tabla 5. Ventajas y desventajas de las enmiendas biológicas (Lin et al., 2018; Mata-Alvarez et al., 2014; Kalamdhad et al., 2012)

	Ventajas	Desventajas
Digestión anaerobia	<ul style="list-style-type: none"> -Superficie necesaria para la implantación pequeña -Baja emisión de malos olores - Producción de energía 	<ul style="list-style-type: none"> - Proceso lento -Proceso inestable - Necesaria una gran inversión - Necesaria un tratamiento posterior del digestato
Compostaje	<ul style="list-style-type: none"> -Proceso rápido -Inversión baja comparada con la digestión -El compost no necesita post-tratamiento 	<ul style="list-style-type: none"> -Necesaria una amplia superficie para su implantación -Emisión de malos olores y GEI. -Generación de lixiviados

Tal y como se muestra en la Tabla 5, ambos procesos presentan ventajas e inconvenientes a la hora de su implantación industrial. Ambas necesitan estrategias que mejoren la eficiencia del proceso, la optimización económica y la disminución de las cargas ambientales que acompañan a ambos procesos.

Las cantidades de residuos biodegradables gestionados en cada una de las opciones de gestión en el territorio nacional en el año 2014 se muestra en la Figura 6.

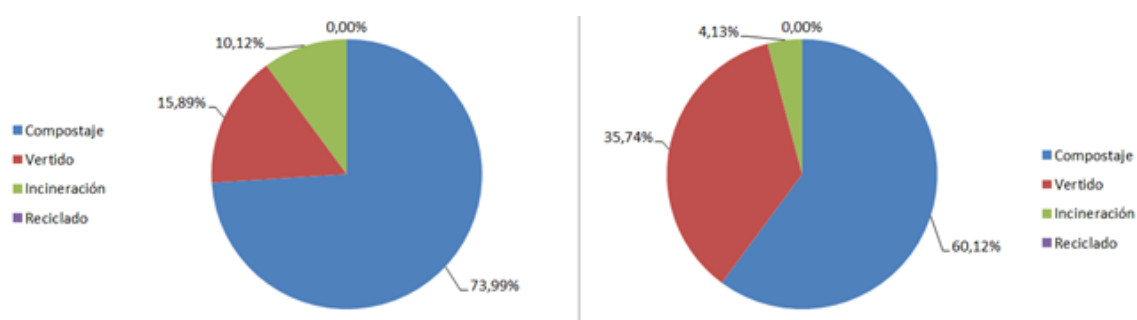


Figura 6. Distribución de la gestión de la fracción orgánica recogida, Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes (izquierda) y Residuos biodegradables de parques y jardines (derecha) (MAGRAMA, 2016)

Tal y como muestra la Figura 6, la gestión mayoritaria de los residuos biodegradables se lleva a cabo vía compostaje, y en segundo lugar mediante eliminación en vertedero. Pese a que esto es algo positivo, la recolección de residuos biodegradables de manera separada solo representa el 1% de todos los residuos recogidos en todo el territorio (MAGRAMA, 2016), por lo que una parte importante de fracción orgánica susceptible de ser enmendada mediante un tratamiento biológico o valorizada por otras vías está siendo gestionada como residuos mezclados.

Los residuos de competencia municipal en Cantabria son gestionados en el complejo medioambiental de Meruelo que está constituido por una planta de TMB, un vertedero y una planta de valorización energética, así como las plantas complementarias encargadas de la valorización y gestión del biogás, de los lixiviados y las cenizas generadas al tratar los residuos cántabros.

1.4 Normativa aplicable a los Biorresiduos

Como se ha podido comprobar las tasas de generación de dichos residuos resulta alarmante y su gestión plantea importantes retos, por ello desde la unión europea se han aprobado una serie de medidas destinadas a adecuar la legislación de residuos de la UE a los retos del futuro, como parte de la política general de la UE relativa a la economía circular. La nueva legislación refuerza la jerarquía de residuos, es decir, exige a los Estados miembros que adopten medidas específicas para dar prioridad a la prevención, reutilización y reciclado por delante del depósito en vertedero y la incineración, logrando de este modo que la economía circular sea una realidad. La Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de mayo de 2018 por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos plantea como principales objetivos la recogida selectiva de residuos que partiendo de la que ya se aplica a papel y cartón, vidrio, envases, plásticos y metales amplía los tipos de residuos que han de recogerse selectivamente: los residuos domésticos peligrosos (a partir del 2022), los biológicos (2023) y los textiles (2025). Además, esta nueva normativa obliga a la reducción gradual de los residuos depositados en vertederos, para el 2035 la cantidad de residuos municipales depositados ha de ser menor al 10% del total de residuos generados.

En el ámbito nacional se cuenta con el anteproyecto de ley por la que se modifica la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, que surge a raíz de las políticas comunitarias. Esta traspone al ámbito jurídico español las medidas determinadas en la normativa europea, introduce nuevos conceptos como los biorresiduos, quedando definidos como: “residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de venta al por menor; así como, residuos comparables procedentes de plantas de procesado de alimentos.”(Ley 22/2011). Además establece fecha límite para la recogida selectiva de biorresiduos en el 2020 para municipios de más de 5000 habitantes y el 2024 para el resto.

En la comunidad de Cantabria se dispone del Decreto 14/2017 de 23 de marzo, por el que se aprueba el Plan de Residuos de la Comunidad Autónoma de Cantabria 2017-

2023 (BOC de 30 de marzo de 2017) este plan pretende dotar a Cantabria de herramientas para cumplir con los objetivos establecidos en la legislación.

1.5 Objetivos

Mientras que para fracciones de residuos domésticos como el papel-cartón, el vidrio o los envases los sistemas de recogida selectiva y de gestión están ampliamente establecidos, el reto de los próximos años es el de la fracción de residuos biodegradable, los denominados Biorresiduos. La legislación relativa a la gestión de los residuos domésticos, impone un cambio fundamental, que es la recogida selectiva de esta fracción de residuos, lo que condiciona a la gestión posterior que se le aplica.

El objetivo principal del presente trabajo es analizar las alternativas de gestión aplicables a esta fracción orgánica centrándose en el compostaje y las variables técnicas relevantes, así como los impactos asociados a éste método de gestión. Para alcanzar este objetivo, han de alcanzarse a su vez los siguientes objetivos específicos:

- Estimar la generación de residuos biodegradables en Cantabria, a partir de los datos de recogida disponibles.
- Revisión bibliográfica de las características de los métodos de gestión de residuos biodegradables, especialmente del compostaje en sus variantes.
- Revisión bibliográfica de las variables de operación del compostaje, así como métodos de optimización del mismo,
- Análisis de las cargas ambientales y análisis tanto económico como social de las alternativas del proceso.

2. Metodología

2.1 Estimación de la producción de biorresiduos en Cantabria

En el presente proyecto se van a estimar tres tasas de generación de biorresiduos en la comunidad de Cantabria para el periodo 2006-2016 utilizando para dicho fin diferentes conjuntos de datos:

- 1) Composición de los Residuos Domésticos correspondiente al Plan sectorial de residuos municipales. El dato a utilizar es el de porcentaje de RD que corresponde a Biorresiduos (%BR₂₀₁₀)
- 2) Composición de los Residuos Domésticos correspondiente al Plan de Residuos de Cantabria de 2017-2023. El dato a utilizar es el de porcentaje de RD que corresponde a Biorresiduos (%BR₂₀₁₇)
- 3) Caracterizaciones de la fracción resto de los RD. En el periodo julio-agosto de 2017 la empresa M.A.R.E realizó una caracterización de 26 muestras de los RD. Dicha caracterización proporciona el porcentaje de materia orgánica desglosada en residuos de podas y jardines y residuos de comida presentes en los RD de cada municipio. Las 26 muestras provienen de diferentes municipios y estaciones móviles de recolección. El dato a utilizar es el de porcentaje de fracción resto que corresponde a Biorresiduos para cada uno de los municipios (%BR_m).

Además, se dispone de información de las cantidades de RD y de Fracción Resto recogidas anualmente en cada uno de los 102 municipios que componen la comunidad autónoma (RD_m).

Para estimar la generación de residuos biodegradables en Cantabria se han utilizado las ecuaciones 1, 2 y 3:

$$BR_1 = \sum RD_m * \%BR_{2010} \quad (\text{Eq.1})$$

$$BR_2 = \sum RD_m * \%BR_{2017} \quad (\text{Eq.2})$$

$$BR_3 = \sum (RD_m * \%BR_m) \quad (\text{Eq.3})$$

2.2 Revisión bibliográfica

El proceso por el cual se lleva a cabo la revisión bibliográfica consta de cuatro etapas principales, tal como se muestra en la Figura 7.

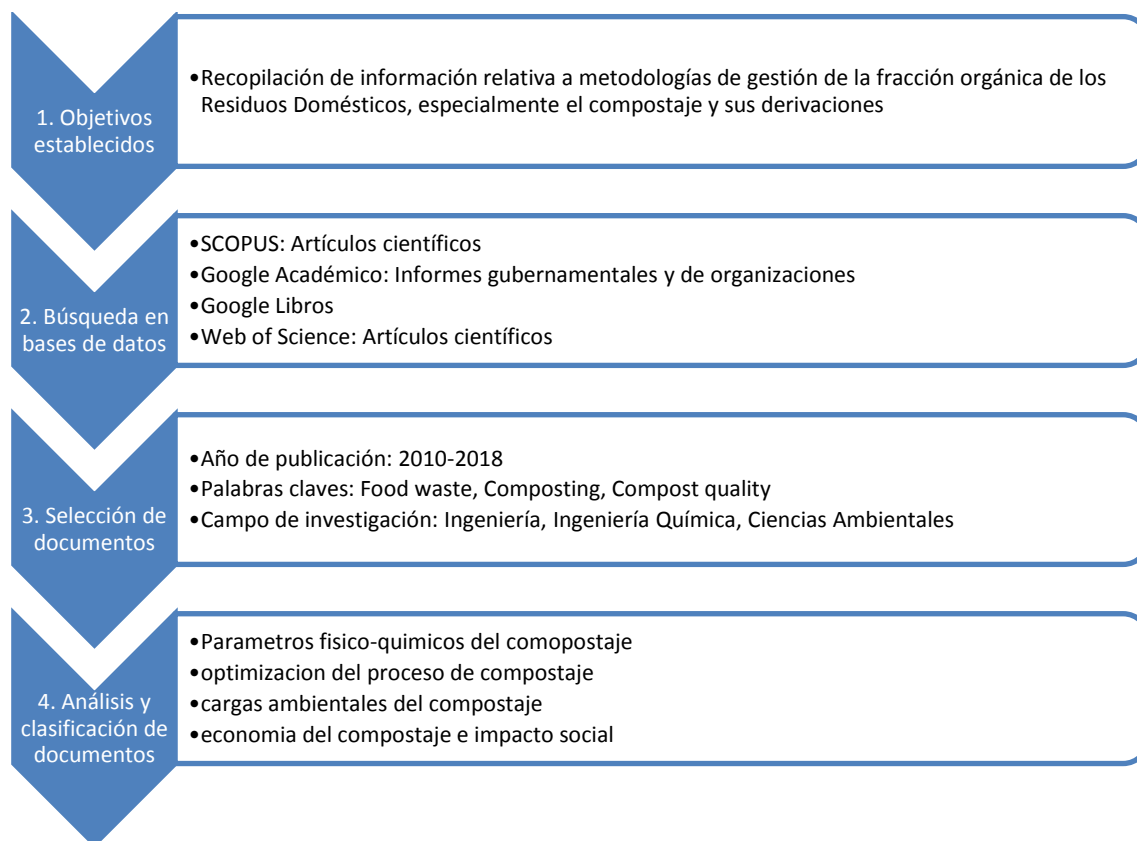


Figura 7. Etapas de la revisión bibliográfica.

Con el fin de conseguir el objetivo planteado, se procede a la recopilación de información relativa a las diferentes vías para la gestión de la fracción biodegradable, centrándose en el compostaje y tratamientos derivados de éste a través de una búsqueda sobre las publicaciones relacionadas con el compostaje.

Las bases de datos escogidas para la realización de la búsqueda bibliográfica han sido principalmente SCOPUS, Web of Science y Google Académico. SCOPUS es una de las principales bases de datos de referencias bibliográficas y de citas, dicha base contiene revistas científicas, revistas comerciales, series monográficas, así como congresos y conferencias. Otra de las características por las que se escoge SCOPUS es su estrecha relación con Elsevier, ya que esta es una de las mayores editoriales sobre literatura

científica del mundo. Para ampliar los horizontes de búsqueda se emplea Web of Science, ya que esta permite realizar rastreos más especializados, además, facilita informes y mapas sobre citas de los artículos.

Para la búsqueda de informes gubernamentales, informes de organizaciones y similares que no son posibles de encontrar en las bases antes mencionadas se utiliza Google Académico, este permite encontrar tesis, artículos científicos, bases de datos de acceso abierto, congresos, organismos oficiales o libros del servicio Google Libros entre otros.

La búsqueda bibliográfica se ha realizado mediante la búsqueda de palabras clave, mediante estas se realiza una criba de aquellos artículos que pueden contener información útil o aquellos que estén relacionados con los parámetros de búsqueda. Debido a que el número de publicaciones en otros idiomas, que no sea el inglés, es menor y debido a que las bases de datos escogidas son de carácter internacional las palabras claves son utilizadas en inglés. Para la realización de la búsqueda se utilizan las palabras claves de forma aislada o combinándolas entre sí, empezando por palabras o conjuntos más generales como *"Food Waste"* *"Biowaste"* o *"Waste Management"* a palabras claves más específicas tales como: *"Vermicomposting"* o *"Relation C/N"*,

Una vez establecido el criterio de búsqueda se realiza una segunda criba de los artículos encontrados mediante el año de publicación, estableciendo el límite inferior en el año 2010, aunque se procura centrarse en los artículos publicados lo más recientemente posible. Otro criterio para la búsqueda y selección de artículos ha sido en el campo al que pertenecen, prevaleciendo los artículos pertenecientes al ámbito de la ingeniería, ingeniería química o ciencias ambientales. Aunque puntualmente se han consultado artículos pertenecientes a ámbitos humanísticos o sociales como para la búsqueda de las variables socioeconómicas o demográficas.

Una vez realizada la búsqueda bibliográfica *per se*, se procede a un análisis más exhaustivo del contenido de los documentos encontrados para la selección de aquellos que contengan información relevante o relacionada con la temática seleccionada, así como la clasificación de los diferentes artículos en tablas por su temática.

3. Resultados.

Para conseguir los objetivos planteados en el presente proyecto se han estimado la producción de residuos alimentarios en Cantabria. Así mismo se han analizado un total de 80 documentos. Tal y como se describe en el apartado de metodología, tras la revisión bibliográfica se organizan los diferentes artículos en función de su temática y contenido, pero antes de desarrollar las diferentes temáticas de estos se cree conveniente desgranarlos en función del país de origen y de la revista publicada. En la Figura 8 se muestran los distintos países en los que se publicaron los artículos así como en número de artículos publicados en cada país.



Figura 8. Número de publicaciones según el país

Como se puede observar se detectan más de una veintena de países con artículos publicados. Los países que se encuentran a la cabeza de publicaciones son China (con un total de 18 publicaciones), Estados Unidos (con 12 artículos publicados) y España (con 11 artículos). Tal y como se puede observar, el grueso de los artículos se encuentra en Europa. Respecto a las revistas en las que se publican dichos artículos, se detectan casi una veintena aproximadamente. Las revistas con mayor número de publicaciones son Bioresource Technology y Waste Management, estos datos quedan reflejados en el Anexo I en el cual se clasifican los diferentes artículos encontrados, así mismo, el Anexo II y III se muestran clasificados los distintos artículos e informes clasificados según su contenido temático.

En la Figura 9, se muestra la super-estructura con las variables que se han analizado en este trabajo.

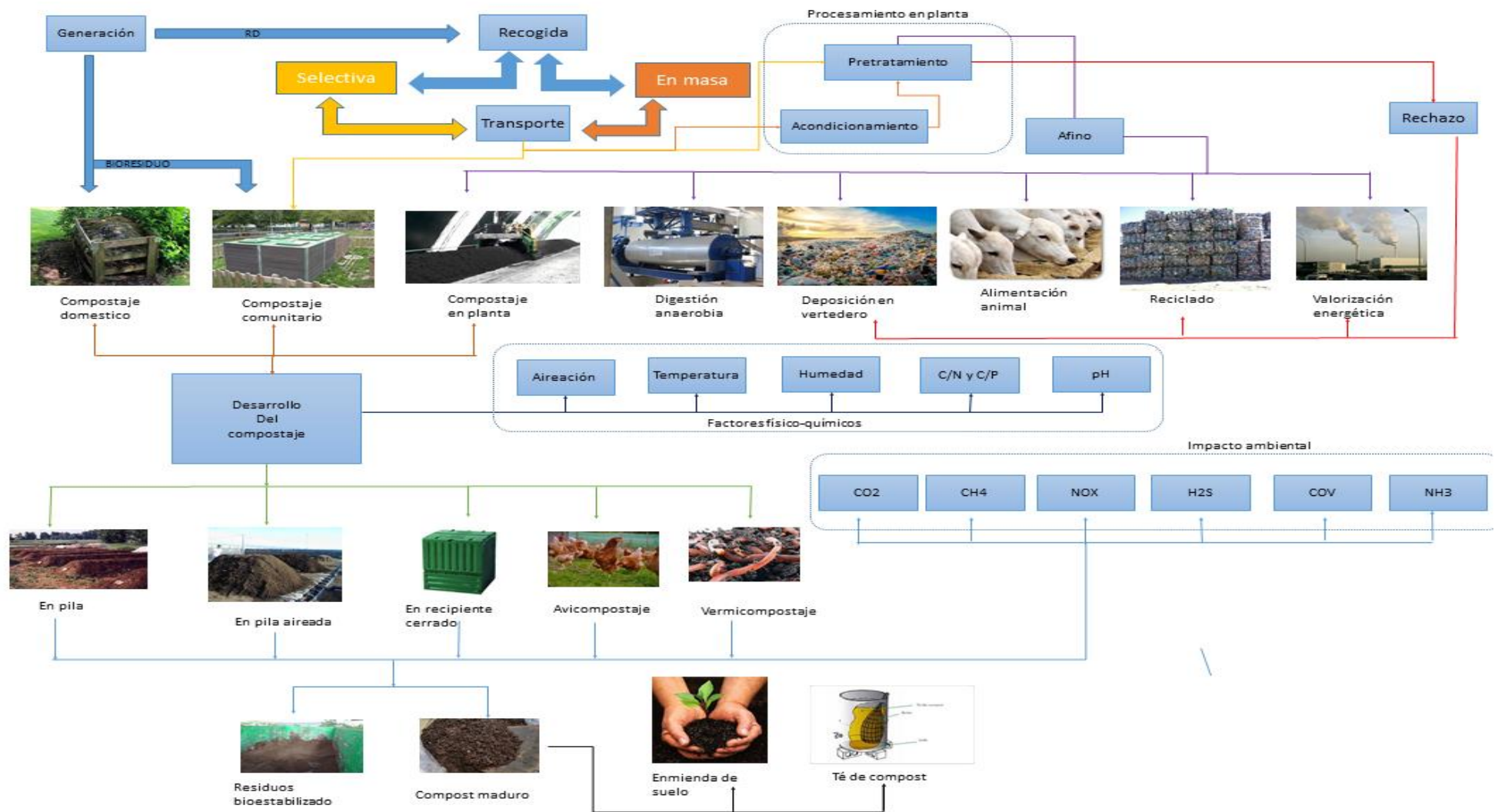


Figura 9. Super-estructura con las variables analizadas en este estudio

3.1 Estimación de la generación de biorresiduos en Cantabria.

Con el fin de conseguir una estimación de la cantidad de residuos sensibles de ser sometidos a enmienda biológica en la comunidad autónoma de Cantabria se procede a la estimación de generación de biorresiduos, así como su evolución en el tiempo.

Utilizando las ecuaciones 1, 2 y 3 definidas en la metodología, se obtienen tres valores de generación de residuos biodegradables para cada año del periodo estudiado (2006-2016). La evolución de la generación de biorresiduos obtenida de cada estimación se muestra en la Figura 10.

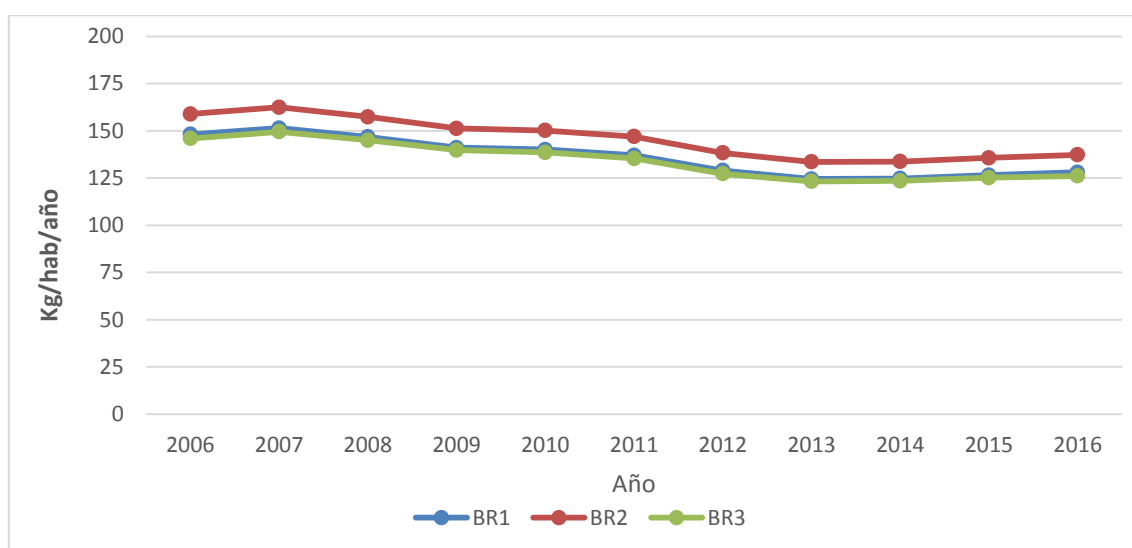


Figura 10. Estimación de la generación de biorresiduos en Cantabria periodo 2006-2016

Tal y como se muestra en la Figura 10 existen tres estimaciones de la generación de residuos alimentarios en Cantabria. Para las estimaciones se utilizaron las caracterizaciones realizadas por MARE, los índices del plan de residuos de Cantabria 2017 y los índices de generación establecidos en el Plan sectorial de Residuos Municipales.

Todas las relaciones de generación de biorresiduo para Cantabria se delimitan entre 123 y 162 Kg per cápita y año para el período estudiado (2006-2016).

3.2 El proceso de compostaje

Una vez establecidas las cifras de generación de RD y de biorresiduos producidos en Cantabria, y debido a que la opción de compostaje es la de mayor implantación para este tipo de residuos, se ha centrado la búsqueda bibliográfica en artículos que describan el proceso de compostaje, las variables a controlar, los tipos de compostaje, las técnicas para poder optimizar el proceso, así como la dimensión social y económica del compostaje.

En primer lugar, se definirán los distintos tipos de compostaje, así como las distintas etapas del proceso de compostaje.

3.2.1. Tipos de compostaje

En la literatura se distinguen dos formas de realizar el compostaje atendiendo al sistema en el que se lleva a cabo el compostaje: sistemas abiertos y sistemas cerrados. Dentro de cada uno existen diferentes variantes de cada sistema; en el caso del sistema de compostaje abierto se distinguen entre el compostaje en pila y el compostaje en hilera, y estas a su vez pueden tener ventilación forzada o volteo manual. En la Figura 11, se muestran los distintos tipos de compostaje atendiendo al sistema en el que se basa el compostaje.

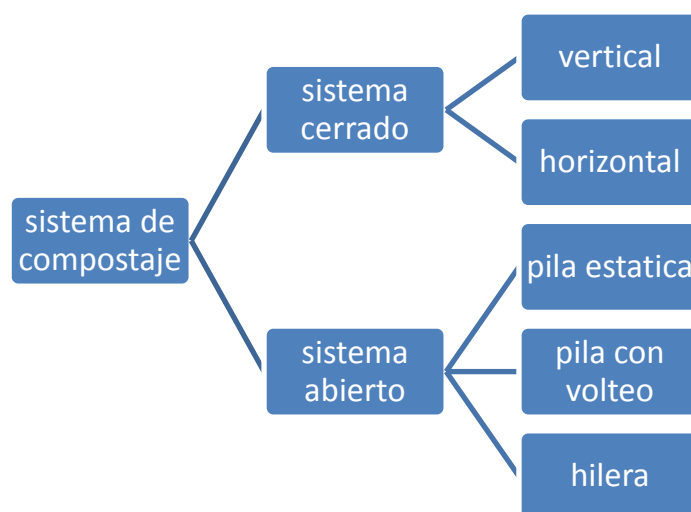


Figura 11. Clasificación de los sistemas de compostaje

En el **sistema cerrado**, el compostaje se realiza en un recipiente cerrado, garantizando un mayor control sobre la temperatura, la tasa de aireación y la emisión de gases. Debido a las características del sistema cerrado la aireación se suele producir de

manera artificial (Kalamdhad et al., 2012). Existen dos configuraciones para el sistema cerrado, la compostera vertical o continua y la horizontal o discontinua. En el sistema vertical la compostera descansa sobre su base y se denomina continua debido a que el material se puede ir introduciendo por la parte superior de la misma, permitiendo un proceso continuo. Esto solo podrá producirse así si el sistema tiene un sistema de aireación artificial, ya que si se ha de voltear será imposible la producción continua de compost.

Este sistema presenta la ventaja de una inversión inicial mínima un mejor control de los lixiviados, pero el material dentro de la compostera tiende a compactarse y produce una mala distribución de la humedad y puede llegar a producir zonas anaeróbicas. En el sistema horizontal la compostera descansa sobre su eje longitudinal y se denomina discontinua debido a que la carga del reactor se realiza por lotes. Una vez el sustrato está cargado en la compostera se ha de finalizar el proceso de compostaje para obtener el compost maduro. Este sistema presenta las ventajas de una mayor distribución de la humedad y la obtención de un compost homogéneo pese a esto este sistema necesita de una mayor inversión inicial y los lixiviados pueden obstruir el sistema de aireación (Román et al., 2015).

En el **sistema abierto** el compostaje se realiza sin necesidad de compostera, en este caso se distinguen dos tipos de compostaje, en hilera y en pila.

El sistema de compostaje en pila se basa en disponer los residuos en forma de montón o pila, esta pila puede cubrirse con compost maduro facilitando un apantallamiento y minimizando así la emisión de malos olores y la pérdida de temperatura de la pila. La aireación puede producirse de varias formas. Para la aireación natural la pila ha de tener un tamaño reducido para posibilitar que el aire entre de forma natural entre los espacios presentes en la materia prima. Este sistema tiene el inconveniente de presentar un largo periodo de proceso y solo es útil para materiales altamente porosos. Otro tipo de compostaje en pila es el compostaje con volteo, en el cual la aireación se produce gracias al movimiento de mezcla que se realiza. Las pilas no pueden presentar un tamaño demasiado grande para facilitar el volteo. Por último aparecen las pilas con aireación forzada, en las que la aireación se realiza a través de soplores o difusores de aire que se sitúan en la base de la pila. Esta técnica se usa

para materiales homogéneos como los lodos de depuradora y no son apropiados para materiales heterogéneos como los residuos sólidos urbanos (Kalamdhad et al., 2012). El sistema de compostaje en hilera, es una variante del compostaje en pila y consiste principalmente en la colocación del material que será compostado en forma de hilera con forma rectangular, trapezoidal o triangular con altura, siendo la anchura y tamaño de la base variable (dependiendo de las características del sustrato que será compostado). El sistema de aireación más común en esta técnica es el torneado, en las que las hileras son giradas en ciclos regulares (Kalamdhad et al., 2012). En la Figura 12 se muestra un esquema de los tipos de compostaje.

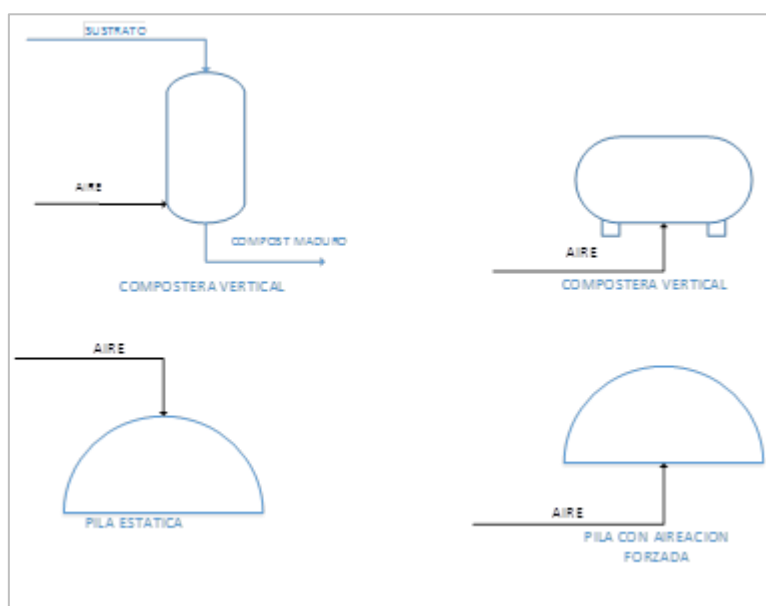


Figura 12. Esquema de los distintos tipos de compostaje

Si en lugar de atender a la forma que se realiza el compostaje se atiende al nivel de tratamiento donde este se realiza la literatura realiza tres distinciones: el compostaje industrial, el compostaje comunitario y el compostaje doméstico.

El compostaje a gran escala, se realiza a nivel industrial y permite la gestión de una población completa. El compostaje a gran escala suele utilizar el sistema de compostaje en pila con aireación forzada, pero también puede utilizar otras técnicas como sistemas cerrados en forma de túnel que permiten el control de la temperatura, humedad y aireación. Este requiere una clasificación previa de los residuos que serán

tratados, así como un pretratamiento de los mismos. Las instalaciones de compostaje centralizado permiten el compostaje de todos los residuos orgánicos como la carne o los residuos lignocelulósicos, además en el compostaje a gran escala las corrientes residuales como los olores son tratadas con el uso de biofiltros entre otros (Joly, 2011).

El compostaje comunitario al igual que el compostaje doméstico gestiona los residuos in situ. El compostador comunitario tendrá un mayor grado de sofisticación que el doméstico, pues este ha de albergar y procesar un mayor volumen de residuos, pudiendo tener un sistema de aireación artificial y sistemas para tratar los lixiviados y las emisiones gaseosas. Por último, el compostaje doméstico consiste en el compostaje de los residuos en los propios domicilios donde se generan. El sistema más adecuado para este es el compostaje con compostera, pudiéndose colocar en un jardín o balcón. Se prima el uso de composteras ya que así no se atraerá a roedores o insectos, al compostador se pueden agregar los residuos de jardinería y alimentarios, aunque deben evitarse una adicción excesiva de productos cárnicos, pescados o lácteos, así como material sanitario.

Como casos especiales dentro del compostaje se encuentran el vermicompostaje y el té de compost por considerarse productos relacionados con el compostaje de especial interés.

El **vermicompostaje** consiste principalmente en la degradación de la materia orgánica gracias a la conjunción de los microorganismos y lombrices, siendo la más utilizada es la lombriz roja de california (*Eisenia foetida*). Las lombrices se alimentan con la materia orgánica parcialmente descompuesta, consumiendo hasta cinco veces su peso al día. La comida ingerida es degradada por las bacterias presentes en el tracto digestivo de dichas lombrices lo que proporciona una reducción de tamaño de la materia ingerida (Kalamdhad et al., 2012). Las lombrices necesitan para su supervivencia una alta concentración de materia orgánica, así como una temperatura que oscile entorno a los 19-25 grados centígrados, una humedad optima del 80% y un pH más o menos neutro (6,5-7,5), así como una baja luminosidad (Román et al., 2015). El compost maduro producido es un producto fino e inodoro (Kalamdhad et al., 2012).

Por otro lado, el **té de compost** es un extracto soluble producido a partir de compost maduro gracias a la solubilización en agua de los compuestos orgánicos solubles y de

los microorganismos presentes en el compost maduro (mediante una extracción sólido-líquido). Esta técnica persigue maximizar la carga microbiana presente en el compost, por ello es común emplear aditivos que actúen como catalizadores del crecimiento celular, propiciando así la multiplicación bacteriana. Como se puede intuir la calidad del extracto líquido obtenido depende fuertemente de la calidad del compost maduro y como el uso de dicho extracto será la fertilización de suelos el agua que se utiliza para la realización del extracto no tiene por qué ser agua potable (Román et al., 2015).

3.2.2 Etapas del proceso de compostaje

El proceso de compostaje consiste en la degradación de los residuos orgánicos mediante un proceso de oxidación gracias a diversos microorganismos, así pues, se puede decir que es el conjunto de rutas metabólicas de diferentes microorganismos que en presencia de oxígeno y con unas condiciones adecuadas de humedad y temperatura reducen la biomasa a sustancias más estables.

En la descomposición de la materia orgánica inicial se libera calor, debido al carácter exotérmico de las reacciones que ocurren durante el proceso de oxidación. La literatura divide estas etapas de maneras diferentes atendiendo a diferentes características dentro del proceso, atendiendo al calor liberado se pueden distinguir varias etapas:

1. Fase Mesófila:

La biomasa inicial comienza el proceso de compostaje a la temperatura ambiente y en poco tiempo (horas o pocos días) la temperatura alcanza los 45°C debido a la actividad microbiana. En este proceso se descomponen los azúcares sencillos produciendo ácidos orgánicos. El pH durante este proceso disminuye por la aparición de estos ácidos hasta los 4 o 4,5. Esta etapa dura aproximadamente entre dos y ocho días.

2. Fase Termófila o de Higienización:

Esta etapa comienza cuando la temperatura del medio supera los 45°C, al alcanzar dicha temperatura las bacterias Mesófila son sustituidas por otras bacterias que son capaces de soportar temperaturas elevadas, las bacterias termófilas. Dichas bacterias se encargan de degradar fuentes complejas de carbono tales como la celulosa y la

lignina. Las fuentes de nitrógeno son degradadas a amoníaco, con lo que el pH asciende de los 4 que había alcanzado en la etapa mesófila. Al alcanzar los 60°C aparecen bacterias generadoras de esporas y *actinobacterias*, que son las encargadas de descomponer los céridos y la hemicelolosa así como fuentes más complejas de carbono. Esta fase se denomina de higienización debido a que al alcanzar temperaturas tan elevadas las bacterias como la como *Escherichia coli*, *Salmonella spp*, esporas de hongos, huevos de insectos y semillas de plantas presentes al finalizar la primera fase son destruidas. La fase termófila tiene una duración variable (dependiendo de las condiciones de partida) que dura desde un par de días hasta varios meses.

3. Fase de Enfriamiento o Mesófila II:

Al terminarse las fuentes de carbono y nitrógeno, la temperatura desciende nuevamente hasta alcanzar los 40, 45°C, comienza así una nueva etapa mesófila, en esta etapa a parte de las bacterias mesófila aparecen hongos, al igual que en la primera etapa mesófila, por la acción de estas bacterias el pH desciende nuevamente. La tercera etapa dura varias semanas.

4. Fase de Maduración:

En esta etapa se producen reacciones secundarias de polimerización para la condensación de ácido húmico y fúlvico. Esta etapa ocurre a temperatura ambiente y puede llegar a durar hasta varios meses (Román et al., 2015; Lin et al., 2018).

En la Figura 13, se muestran la evolución de temperatura, pH y humedad para las diferentes etapas del proceso de compostaje.

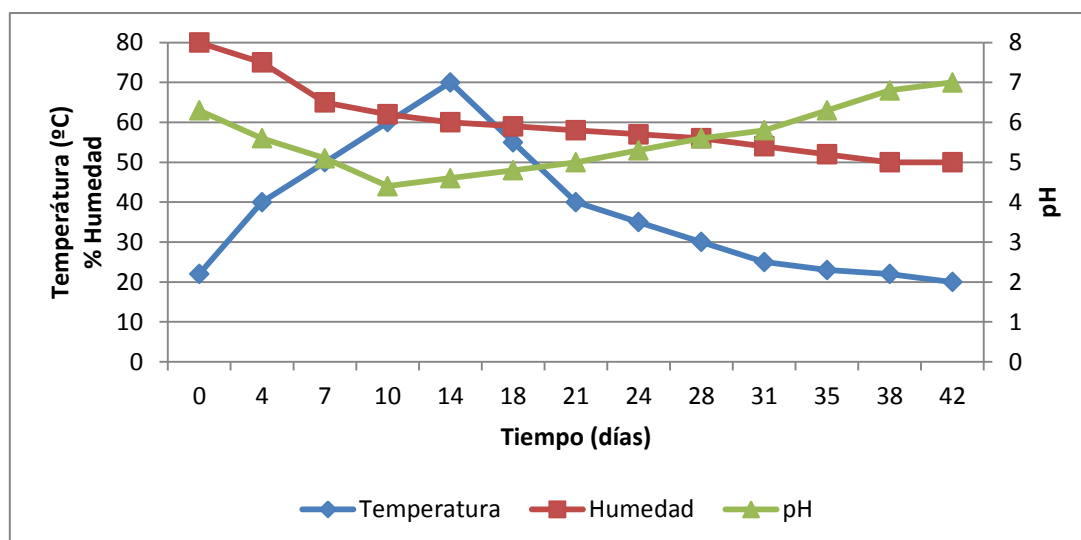


Figura 13. Evolución de los parámetros durante el compostaje

3.3. Variables y optimización del proceso de compostaje

3.3.1. Variables del compostaje y su rango óptimo

Una vez se ha explicado tanto en qué consiste el compostaje, así como sus distintas variantes, se procede a desarrollar las distintas variables físicas, químicas y biológicas que condicionan el proceso de compostaje, para explicar su importancia en el proceso de compostaje, así como las interrelaciones que aparecen entre ellas.

Humedad

Debido a que el compostaje es un proceso biológico, es evidente que la humedad jugará un papel fundamental en el proceso debido a que el agua será el medio en el que ocurran todas las reacciones biológicas de degradación. Además, facilitará la disolución de la materia soluble (Román et al., 2015). Los efectos del contenido de humedad se suelen proporcionar de manera general en términos de TS (inverso del contenido de humedad).

Diferentes estudios muestran que la humedad es un aspecto clave, ya que, condiciona la actividad microbiana y que tiene un impacto significativo sobre casi todas las demás variables que afectan al proceso de compostaje (Li et al., 2013).

Rango óptimo

Se ha de encontrar un equilibrio en la cantidad de humedad en el compostador. Esto se debe a que, si el agua ocupa todos los poros de la masa impedirá el flujo adecuado de oxígeno imposibilitando la digestión aerobia. Así mismo, imposibilitará el flujo adecuado de otros gases tales como el dióxido de carbono (Wang et al., 2017). La humedad óptima se establecerá pues en el rango de 50-70%, y así pues, el rango optimo en contenido de TS será en torno al 30-70%, minimizando así la generación de lixiviados (Román et al., 2015). La humedad óptima dependerá de las características físicas y químicas del sustrato que será compostado, por lo que cada tipo de sustrato que se vaya a compostar tendrá una humedad optima específica. Para RD se encuentra entre un 50 y un 55% (Román et al., 2015; Li et al., 2013).

Desviación del rango óptimo

La actividad microbiológica decrece a medida que la humedad es inferior al 50%. Para valores superiores al 70, el agua desplaza al aire en los poros de la masa, imposibilitando la transferencia de oxígeno necesaria para realizar el compostaje pudiendo hacer que se detenga (Wang et al., 2017). Si la cantidad de agua aumenta demasiado se producirá la anaerobiosis, ocasionando la aparición de malos olores y reduciendo la cinética de las reacciones. Esto se debe a la importancia del agua como medio para trasportar los nutrientes requeridos por los microorganismos para sus actividades fisiológicas y metabólicas, al aumentar la cantidad de agua las concentraciones disminuyen y por ende la velocidad global de las reacciones (Li et al., 2013).

Llevar un control exhaustivo sobre las variables de aireación y humedad facilitará el control de la temperatura, pues estas tres variables están conjugadas.

Evolución durante el compostaje

En la figura 14 se puede observar la humedad a lo largo del proceso de compostaje para distintos sustratos. Dichos datos han sido recogidos en distintos estudios.

Como se puede observar, la humedad inicial depende exclusivamente de la humedad del sustrato, para los estudios Wang et al. (2017) se usó residuos alimentarios y Waqas et al. (2018) usó residuos alimentarios y residuo alimentario con biochar. Para todos los procesos se observa una drástica disminución del contenido de humedad. Esto se

debe al aumento de temperatura que sufre la materia compostada al entrar en la fase termófila, una vez superada esta etapa se observa una estabilización de la humedad hasta completar el proceso de compostaje.

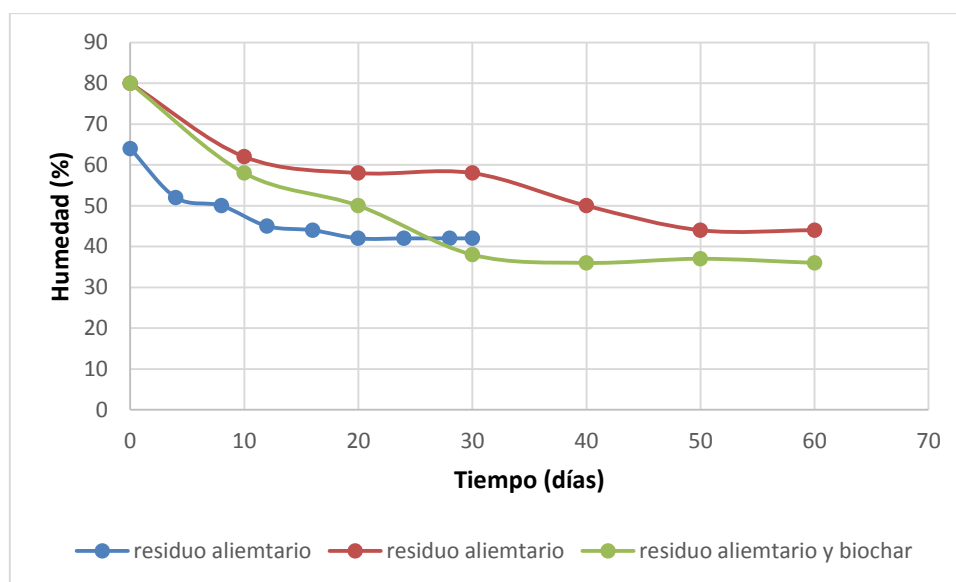


Figura 14. Evolución de la humedad durante el compostaje (Wang et al., 2017; Waqas et al., 2018)

Temperatura

El compostaje es un proceso exotérmico y por eso el calor necesario es producido por la correcta gestión de las características del material que va a ser compostado (Humedad, relación C/N, sustrato) así como la forma de la pila y el origen de la ventilación (natural o forzada) (Waqas et al., 2018). El compostaje inicia a temperatura ambiente y puede subir hasta los 65°C sin necesidad de ninguna actividad antrópica. Inicialmente todo el material está a la misma temperatura, pero al desarrollarse los microorganismos se genera calor, aumentando así la temperatura del medio (Lin et al., 2018).

Rango óptimo

La temperatura tiene un amplio rango de variación en función de la fase del proceso de compostaje. En el proceso de compostaje típico, la temperatura aumenta suavemente a la vez que la actividad microbiana, posteriormente la temperatura cae

proporcionando así una temperatura adecuada para la proliferación de microorganismos mesófilos (Li et al., 2013).

Tal y como se ha descrito antes, existen varias etapas en el proceso de compostaje, diferenciadas entre sí gracias a la temperatura inicial y final, regida cada fase por un tipo de microorganismos. Cada uno de estos, tiene un rango concreto de temperaturas óptimas, así pues, para los organismos mesófilos el rango óptimo de temperaturas oscila entre 10-40 °C y para los termófilos será de 40-70 °C (Li et al., 2013; Román et al., 2015). Si se compara con los procesos de compostaje con calefacción, se puede observar la diferencia en la alternancia de las distintas temperaturas, ya que si el proceso se calienta externamente, la temperatura se mantendrá más o menos constante, lo que inhibe una correcta proliferación bacteriana (Li et al., 2013).

Mediante el avance del aumento de la temperatura durante todo el proceso se puede verificar la eficacia y el punto en el que se encuentra, ya que existe una fuerte relación entre temperatura y estado de la materia orgánica (Li et al., 2013).

Evolución durante el compostaje.

En la Figura 15 se presenta la evolución de la temperatura para distintos sustratos a lo largo del tiempo.

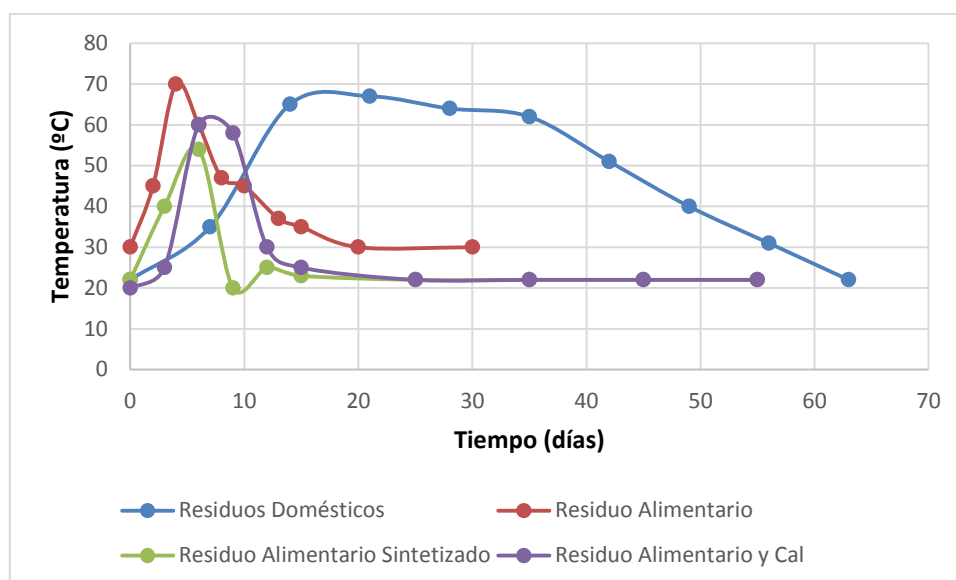


Figura 15. Evolución de la temperatura durante el compostaje (Kalamdhad et al., 2012; Wang et al., 2017; Wang et al., 2018 b)

Como se puede observar en la Figura 15, todos los procesos inician a temperatura ambiente y posteriormente sufren un fuerte incremento de temperatura. Esto es

debido al carácter exotérmico de las reacciones de degradación de hidratos de carbono sencillos, a medida que aumenta la temperatura los microorganismos iniciales son sustituidos por otros que son capaces de soportar temperaturas más elevadas. A medida que las fuentes de carbono y nitrógeno complejas se agotan, la temperatura disminuye y se produce un nuevo relevo bacteriano, a medida que el compost madura la temperatura tiende a estabilizarse con la temperatura ambiente. Los sustratos de los diferentes estudios fueron residuos sólidos urbanos para el estudio de Kalamdhad et al (2012), residuos alimentario para los estudios de Wang et al. (2017) y Wang et al. (2018b) (en este caso el residuo alimentario es sintetizado en el laboratorio). Por último, el realizado por Wang et al. (2018b) fue de residuos alimentarios mezclados con cal, la influencia de los aditivos sobre el proceso de compostaje será abordada posteriormente.

Microbiología

El proceso de compostaje es un proceso de degradación de la materia orgánica gracias a la acción de microorganismos, tal y como ya se ha expuesto con anterioridad, dentro del proceso de compostaje se pueden diferenciar varias etapas que se caracterizan por la diferencia de temperatura y por los microorganismos encargados de la degradación del material biológico en cada etapa (Mehta et al., 2014).

En la primera etapa del compostaje predominan las bacterias mesófilas, tales como las *Lactobacilos* ya que estas son las encargadas de descomponer la materia orgánica más fácilmente degradable. Debido al aumento progresivo de la temperatura y el agotamiento del material fácilmente degradable, las bacterias termófilas empiezan a ser sustituidas por bacterias termófilas, como por ejemplo las *actinobacterias*, y por último en las etapas posteriores de enfriamiento y maduración reaparecen las bacterias mesófilas y especialmente los hongos como por ejemplo el *Basidiomycota*. La presencia de dichas bacterias y hongos puede interpretarse como indicadores de la evolución favorable del compostaje (Jurado et al., 2014).

A parte de las ya mencionadas también son destacables por diversos motivos las bacterias formadoras de ácido (*Bacterias Firmicutes*) las *Bacteroidetes* y las *Actinobacterias* (Botheju, 2011; Partanen et al., 2010; Wang et al., 2017).

En función del sustrato utilizado serán necesarias familias distintas de organismos, como por ejemplo las *Firmicutes Phylum* para sustratos ricos en material lignocelulósico o para sustratos de residuos alimentarios las *Phylum Bacteroidetes* (Guo et al., 2014; Stolze et al., 2015).

Por norma general, el crecimiento de bacterias aerobias es más rápido que las anaerobias y los hongos degradan más fácilmente la lignina y la celulosa (Yu et al., 2014), así pues, el compostaje tiene tasas de degradación de materia orgánica superiores frente a otras enmiendas de origen biológico (Lin et al., 2014).

El uso de determinadas familias o microorganismos concretos y su efecto sobre el compostaje se estudiará con mayor profundidad en el apartado de optimización del compostaje.

pH

El pH tiene una notable influencia sobre el compostaje debido a la fuerte relación que existe entre el pH y la cinética química, que rigen las reacciones microbiológicas ocurridas durante el proceso de compostaje. Al igual que ocurre con la temperatura, el pH puede ser utilizado para medir la progresión del proceso, aunque este no suele ser monitoreado (Lin et al., 2018).

La evolución del pH pasa por tres etapas, que se han explicado anteriormente. En la primera etapa se produce una acidificación del medio debido a la aparición de ácidos orgánicos, en una segunda etapa se produce una alcalinización debido a la paulatina desaparición de los ácidos orgánicos y a la aparición del amoníaco simultáneamente. Por último, en la tercera fase el pH tiende hacia la neutralidad debido a la aparición de sustancias que actúan como tampones.

Desviación del rango óptimo

Mediante el control del pH se pueden obtener medidas indirectas del control de aireación. Esto es debido a que, si en algún momento del proceso se produce un déficit de oxígeno, se liberarán a los medios ácidos orgánicos, lo que disminuye el pH hasta niveles detectables (Xu et al., 2013). Al finalizar el proceso de compostaje, el compost producido ha de tener un pH neutro (entorno al 7/8) (Torres-Climent et al., 2015).

Valores más bajos de este, nos indica que durante el proceso han ocurrido procesos anaeróbicos o de que el proceso de compostaje aun no es estable y el compost no estará suficientemente maduro (Román et al., 2015).

Evolución durante el compostaje

En la Figura 16 se muestra la evolución del pH durante el compostaje para diferentes sustratos: el de Waqas et al. (2018) que fueron residuos alimentarios y por otro lado la mezcla de purines con residuos vegetales, pollo y residuos de tomates para el estudio de Wei et al. (2014) y cerdo y paja para el realizado por Jiang et al. (2015a).

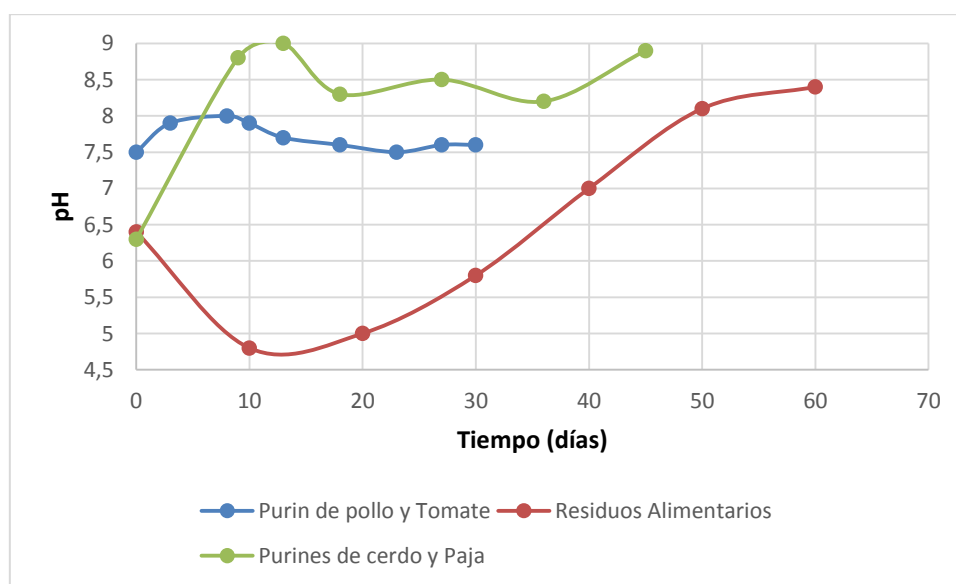


Figura 16. Evolución del pH durante el compostaje (Waqas et al., 2018; Wei et al., 2014; Jiang et al., 2015 a)

Tal y como muestra la Figura 16, el pH inicial depende en gran medida del sustrato que será compostado. En las primeras etapas del compostaje el pH virará hacia valores ácidos, esto se debe principalmente a la degradación de los azúcares sencillos, ya que con la degradación de estos se liberan al medio ácidos orgánicos. Tras la degradación de las sustancias simples se comienza la degradación de los compuestos complejos, tales como la lignina y la celulosa, esto junto con la formación de amoníaco aumenta el pH hasta valores neutros. Ejemplos claros de esta tendencia son las que se muestra en los procesos de Waqas et al. (2018) y el Wei et al. (2014). Por el contrario, la tendencia mostrada en el estudio de Jiang et al. (2015a) no sigue lo esperado. Esto se debe a la adicción al sustrato de un compendio de bacterias nitrificantes y amonificantes las

cuales basifican el medio por síntesis de compuestos nitrogenados. El pH tomó valor máximo el día 13 y después cae por evaporación de amoníaco debido al incremento de temperatura.

Relación C/N y C/P

Los procesos de compostaje consisten en la degradación biológica, por ello la proporción carbono nitrógeno juega un papel fundamental (Li et al., 2013). El carbono y el nitrógeno son dos compuestos esenciales en el compostaje, esto es debido a que el primero es indispensable para la síntesis de proteínas y el segundo como fuente de energía. Otro aspecto por el que estos elementos son tan importantes es que una correcta relación C/N tiene una notable influencia en la velocidad del proceso de compostaje y la pérdida de amonio durante el mismo (Li et al., 2011; Kalamdhad et al., 2012).

Rango óptimo

Para un correcto compostaje se ha de conseguir una relación de 30 partes de carbono por una de nitrógeno, esta relación se irá autocorrigiendo, ya que el exceso de carbono se degradará a formas más sencillas mientras la carga de nitrógeno presente en la carga orgánica de los microorganismos se recicla a medida que estos mueren. Por lo general, un compost maduro ha de tener una relación C/N inferior a 20 aunque esto es una condición necesaria pero no suficiente. Tras el carbono y el nitrógeno, el fósforo es el nutriente más importante, por eso una correcta relación entre estos nutrientes será necesaria para un correcto compostaje. Una correcta relación C/P ha de comprenderse entre 75 y 150, mientras que la relación N/P ha de situarse entre el 5 y 20. Una correcta relación entre estos tres nutrientes provocará un adecuado crecimiento microbiano (Román et al., 2015).

Desviación del Rango óptimo

Si la relación C/N es mayor a 40 la actividad enzimática disminuye, y los microorganismos tienen que compostar un exceso de compuestos carbonados, por lo que el proceso se ralentizará debido al déficit de nitrógeno necesario para la síntesis

de las proteínas esenciales para la propia supervivencia de los microorganismos, por otro lado, si hay una baja relación C/N la velocidad del proceso será alta pero el exceso de nitrógeno se transformará en amoníaco, lo que causará aparición de malos olores (Torres-Climent et al., 2015; Li et al., 2013).

Evolución durante el compostaje.

En la Figura 17 se muestra la evolución de la relación carbono nitrógeno a lo largo del proceso de compostaje.

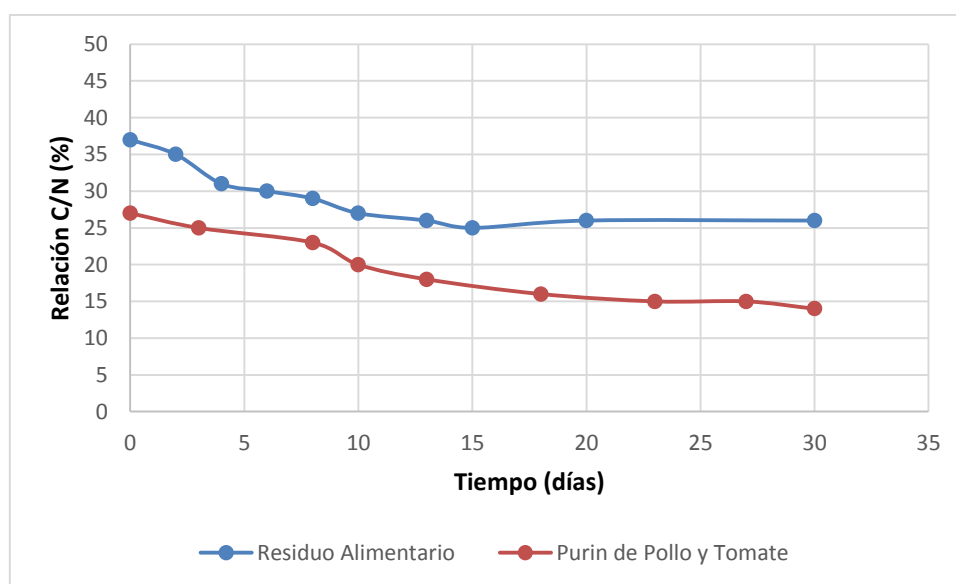


Figura 17. Evolución del C/N durante el compostaje (Wei et al., 2014; Wang et al., 2017)

La relación entre el carbono y el nitrógeno depende fundamentalmente de las composiciones de los materiales que serán compostado, en la Figura 17 la composición corresponde con residuos alimentarios para el estudio de Wang et al. (2017) y una mezcla de purines de pollo y residuos de tomate Wei et al. (2014). A medida que el proceso de compostaje avanza, los microorganismos utilizan el carbono y el nitrógeno del medio para el crecimiento celular. Por ello, las relaciones de carbono y nitrógeno mientras se produce el compostaje activo no se mantienen constantes durante el proceso. Así mismo, existen fugas de carbono y nitrógeno de la masa compostada vía emisiones de dióxido de carbono y amónico principalmente, lo que modifica nuevamente las relaciones entre ambos.

Aireación

Quizá sea una de los parámetros más importantes, debido a que la presencia de oxígeno marca la diferencia entre digestión anaerobia y compostaje. La aireación cumple dos funciones principales: en primer lugar, facilitar la respiración de los microorganismos y por otro lado impedir el apelmazamiento del material compostado y el encharcamiento producido por el agua generado durante las reacciones químicas.

Rango óptimo

El valor óptimo varía en función de la fase en el que se encuentre el proceso de compostaje, se estima que valor óptimo se establece al 10%.

Desviación del rango óptimo

La saturación de oxígeno del medio no puede ser inferior al 5%, dado que si este es inferior los microorganismos aerobios son sustituidos por los anaerobios y se inicia el proceso de digestión anaerobia (Kalamdhad et al., 2012). Un exceso de aireación provoca una pérdida de humedad debido a la evaporación, lo que provoca la deshidratación de las células deteniéndose así los procesos metabólicos encargados de producir el compost. Además, provoca una disminución de la temperatura global del compostador. Por otro lado, una baja aeración provoca una inundación del compostador por la falta de evaporación, así como una mayor emisión de gases (Kalamdhad et al., 2012).

Sustrato

Una amplia variedad de residuos orgánicos puede ser susceptible de ser la base para el compostaje, tales como residuos alimentarios, residuos del sector energético y el tratamiento de aguas entre otros (Li et al., 2011; Mata-Alvarez et al., 2014; Kalamdhad et al., 2012). En este apartado solo se estudiarán dos tipos de sustratos debido a sus similitudes con la fracción orgánica de los RD.

Residuos lignocelulósicos

En primer lugar, se discutirá sobre los sustratos ricos en biomasa lignocelulósica, que en el caso de este estudio bien podrían ser los residuos de poda y jardinería. Estos

residuos suelen estar constituidos por celulosa (9-80%), hemicelulosa (10-50%) y lignina (5-30%) (Yang et al., 2015 b; Zheng et al., 2014).

Estos residuos se caracterizan por su alta relación de carbono/nitrógeno (relaciones superiores a 50) y su alta porosidad, por lo que se utiliza como sustrato o agente de carga en el compostaje. La degradación de la celulosa y hemicelulosa alcanza cifras del 40 al 80% y de la lignina entorno al 20-70% (Lin et al., 2014). Esto es debido a que la degradación de estos compuestos está impulsada principalmente por microorganismos aerobios.

Residuos alimentarios

El otro tipo de sustratos que se abordará será los constituidos por residuos alimentarios, estos engloban los residuos alimentarios resultantes de las industrias alimentarias, así como los residuos alimentarios municipales.

Estos residuos están constituidos en proporción variable según el alimento de constitución por carbohidratos, proteínas y grasas. Los residuos alimentarios están caracterizados por bajas relaciones carbono/nitrógeno y por pH bajos (entorno al 4 o 5), además tienen altas concentraciones de material orgánico soluble, con lo que pueden transformarse fácilmente en metabolitos intermedios (Brown y Li, 2013). Además, los residuos alimentarios también están caracterizados por bajas relaciones carbono/azufre. Todas estas características hacen que el compostaje de residuos alimentarios cause emisiones de malos olores debido a la emisión de amoníaco (hasta el 50% del nitrógeno total inicial) y compuestos volátiles el azufre (hasta un 18% del azufre inicial), que están fuertemente vinculadas con la degradación de proteínas y lípidos (Cerdeira et al., 2018; Wang et al., 2018 b). En el apartado de co-compostaje se estudiará la influencia de la naturaleza del sustrato o sustratos en el proceso de compostaje.

A modo de resumen, en la Tabla 6 se establecen los rangos y características de los distintos parámetros de control en las distintas fases del compostaje. En esta tabla no se aborda la segunda etapa mesófila ya que en esta etapa los rangos principales como temperatura y microorganismos implicados son iguales que para la primera etapa mesófila. Así mismo, se muestra en otra tabla, la Tabla 7 las problemáticas asociadas cuando los distintos parámetros de control no están dentro de sus valores óptimos.

Tabla 6. Parámetros de control para las distintas etapas de compostaje (Lin et al., 2014; Mehta et al., 2014; Jurado et al., 2014; Partanen et al., 2010)

Parámetro	Fase mesófila		Fase termófila		Fase de maduración	
Temperatura	25-40 °C		>40 °C		10-40 °C	
Microorganismos	bacterias	hongos	bacterias	hongos	bacterias	Hongos
	<i>Lactobacillus</i> <i>Acetobacter</i>	<i>Ascomycota</i>	<i>Bacillus</i>	<i>Pezizomycota</i>	<i>Bacillus</i>	<i>Basidiomycota</i>
	<i>Actinobacteria</i>		<i>Thermoactinomyces</i>	<i>Zygomycota</i>	<i>Proteobacteria</i>	<i>Ascomycota</i>
	<i>Clostridium</i>			<i>Ascomycota</i>	<i>Actinobacteria</i>	
PH	medio ácido		medio básico		Neutro	
Ts	30-75%					
C/N	25-35					

Tabla 7. Problemáticas asociadas a los rangos de control.

Parámetro de control	Problema			Rango ideal	Referencia
Aireación	<5%	baja aireación	insuficiente evaporación de agua provocando un exceso de humedad	5%-15%	Kalamdhad et al., 2012; Román et al., 2015
	>15%	alta aireación	disminución de la temperatura y una alta evaporación de agua haciendo que se detenga el compostaje		
Humedad	<45%	humedad insuficiente	se detiene en compostaje por falta de agua para los microorganismos	45%-60%	Wang et al., 2017; Li et al., 2013; Román et al., 2015
	>60%	oxígeno insuficiente	el agua ocupa todos los poros impidiendo que el oxígeno este presente		
Temperatura	<35°C	velocidad lenta	la velocidad del proceso	varia a lo largo del proceso	Li et al., 2013; Lin et al., 2018
	>70°C	humedad insuficiente	si inhiben los procesos de descomposición		
pH	<4,5	exceso de ácidos orgánicos	se inicia el proceso anaerobio debido al déficit de oxígeno	varia a lo largo del proceso	Torres-Climent et al., 2015; Xu et al., 2013; Román et al., 2015
	>8,5	exceso de nitrógeno	se libera amoníaco al medio provocando la alcalinización.		
C/N	<15:1	exceso de nitrógeno	el exceso de nitrógeno es liberado al medio en forma de amoníaco	15:1-35:1	Li et al., 2011; Kalamdhad et al., 2012; Torres-Climent et al., 2015
	>35:1	exceso de carbono	la velocidad del proceso disminuye y se enfría el medio		

3.3.2. Optimización del proceso

La optimización del proceso de compostaje es fundamental para conseguir un compost de calidad, reducir los costes de producción hasta valores en los que la producción sea posible, así como reducir los tiempos del proceso, debido a las fuertes relaciones entre las variables físicas y químicas de las que el compostaje es dependiente. Otros parámetros cuya optimización ha de ser estudiada son la inoculación de distintos microorganismos para la degradación de la materia orgánica, así como la modificación del sustrato o el pretratamiento de las materias primas sensibles de ser compostadas.

Recogida selectiva y transporte

El método de recolección de los residuos domésticos orgánicos es un factor altamente influyente en la calidad del material obtenido a través de su compostaje, ya que la composición de estos residuos será diferente. El proceso de recogida de los residuos abarca desde el instante en el que estos se generan y se depositan en los contenedores pertinentes y finaliza en el momento en el que estos contenedores son vaciados en los vehículos de recogida (Pires et al., 2019).

Diversos estudios han probado la diferencia existente en la composición de la materia orgánica recolectada en masa y la recogida de forma separada. A través de los estudios realizados por Huerta-Pujol et al. (2011), Malamis et al. (2015, 2017), Schüch et al. (2016) y López et al. (2010) se comprobó que la materia orgánica recogida de forma selectiva presenta una mayor cantidad de nutrientes, de materia orgánica total y nitrógeno orgánico, así como mayor humedad. Además, la cantidad de metales pesados, el pH, la conductividad eléctrica y el ratio C/N es menor en esta muestra (Pires et al., 2019). Por otro lado, otros parámetros no presentaron diferencia alguna entre ambas muestras como el grado de estabilidad de la materia orgánica o la cantidad de nitrógeno inorgánico soluble o el nitrógeno orgánico resistente (Pires et al., 2019; López et al., 2010).

Así mismo, el estudio realizado por Ponsá et al. (2010) se llevó a cabo en una planta de gestión de residuos de la provincia de Barcelona en la que los residuos domésticos y los residuos de fracción resto recogidos selectivamente son tratados en líneas

diferentes. Los RD son sometidos a una serie de procesos mecánicos para separar los impropios, como plásticos y objetos metálicos, de la fracción sensible a ser sometida a tratamiento biológico. El estudio se realizó tomando una serie de muestras en diferentes puntos de las líneas de procesamiento y su posterior análisis y comparación de los resultados obtenidos, pudiéndose concluir que tanto para la separación mediante procesos mecánicos y la recogida separada de fracción resto, se consigue una estabilización de la materia orgánica, siendo la de los residuos procedentes de fracción resto de hasta un 30%. Esta estabilización redunda en una menor necesidad de aireación durante el proceso de compostaje (Ponsá et al., 2010).

Pretratamiento del sustrato

Los pretratamientos son estudiados debido a sus amplias posibilidades para producir una mejora notable en los rendimientos de los procesos de enmienda biológica. Los pretratamientos a los que los sustratos pueden ser sometidos pueden clasificarse en tres grandes grupos, físicos, químicos y biológicos, tal y como se muestra en la Figura 18.

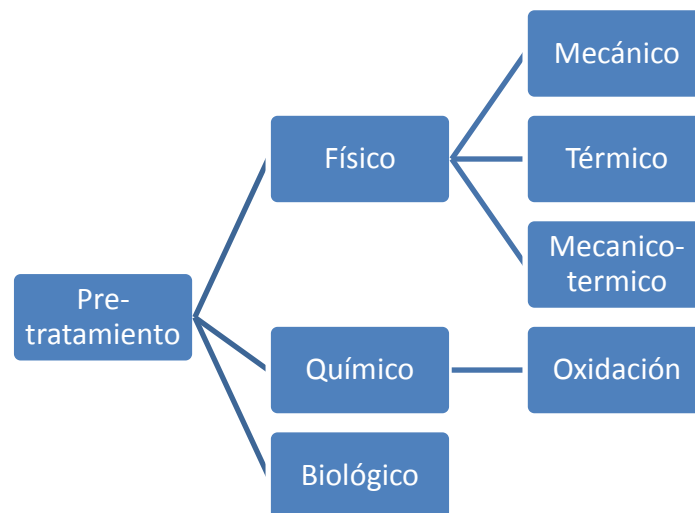


Figura 18. Diagrama de los tipos de pretratamientos

Pretratamientos físicos.

Tal y como se observa en la Figura 18, existen tres tipos de técnicas dentro de los pretratamientos físicos.

En primer lugar se abordarán los tratamientos mecánicos, siendo la molienda el que destaca por su simplicidad y practicidad. Esta técnica es utilizada para reducir el tamaño efectivo de las partículas que forman el sustrato, la cristalinidad de los materiales lignocelulósicos y reduce también el grado de polimerización de la celulosa, aumentando así la superficie específica accesible para los microorganismos que degradarán el sustrato (Ponsá et al., 2010; Zheng et al., 2014; Maurya et al., 2015). Se pueden utilizar diferentes métodos de molienda para triturar la materia prima (molino de rodillos, molino de martillo, molino coloidal, molino de bolas, vibratoria...) en función de las características específicas del sustrato que será tratado. Pese a las ventajas que genera la molienda del sustrato a la hora de realizar el compostaje, la molienda excesiva aumenta los costes de operación debido al consumo asociado de energía que supone la reducción de tamaño (Maurya et al., 2015). Por ello, la literatura proporciona rangos óptimos de tamaño de partícula final, esta no ha de ser inferior a 50mm para el compostaje, evitando así un consumo de energía excesivo y las condiciones anaerobias (Kalamdhad et al., 2012).

Si se combinan los tratamientos mecánicos con los térmicos, obtenemos así pretratamientos como el extrusado o el tratamiento térmico con agua en diferentes estados como el tratamiento con agua caliente o la explosión de vapor.

El extrusado consiste en empujar la materia prima que será compostada a través de un troquel con sección transversal prefijada a una temperatura elevada (más de 300°C). Esto ejerce unas fuerzas de cizallamiento sobre la materia prima que provoca desfibrilaciones y acortamiento de las fibras que componen el sustrato (Maurya et al., 2015; Duque et al., 2017).

El tratamiento con agua caliente resulta interesante debido a que este no requiere la adicción de catalizadores o productos químicos, lo cual es altamente deseable ya que el compost maduro no tendrá trazas de dichos químicos (Maurya et al., 2015). El pretratamiento consiste en la adicción de agua a altas temperaturas (usualmente 170-230°C), y a altas presiones (5MPa) para que el agua permanezca en estado líquido (Zhuang et al., 2016; Maurya et al., 2015). Este pretratamiento elimina la hemicelulosa soluble presente en la materia prima, lo que proporciona que la celulosa presente sea

más accesible. Además, degrada la hemicelulosa a azúcares más sencillos. En general, este pretratamiento es atractivo debido al ahorro de costes asociados, ya que, no se utilizan agentes químicos, así como que los productos solubilizados están en concentraciones bajas debido a la gran cantidad de agua de entrada. Aunque este último punto es una ventaja también genera una de las mayores desventajas de este pretratamiento: el alto consumo de agua, además debido a las altas temperaturas y presiones necesarias para realizar el pretratamiento las necesidades energéticas pueden hacer que el proceso no resulte viable (Maurya et al., 2015; Duque et al., 2017).

La explosión de vapor puede ser uno de los métodos más utilizados para el tratamiento los residuos ricos en lignocelulosa. En este pretratamiento el sustrato es tratado con vapor saturado a altas presiones durante un periodo más o menos corto de tiempo y posteriormente es despresurizado bruscamente, provocando así una combinación de fuerzas mecánicas y efectos químicos debido al hidrolisis de la hemicelulosa y la transformación de la lignina (Pielhop et al. 2016). Esto implica una mejora significativa de la posterior hidrolisis enzimática, un menor impacto ambiental debido a que no utiliza químicos y la no necesidad de moler la materia prima ya que se consigue una reducción de tamaño debido a las acciones mecánicas provocadas durante la despresurización (Maurya et al., 2015). Pese a esto el pretratamiento mediante la explosión de vapor puede producir tóxicos o inhibidores que afecten sustancialmente al proceso de compostaje tales como el furfural e hidroximetilfurfural, así como el consumo energético asociado (Nakasaki et al., 2015).

Pretratamiento químicos

Dentro de los pretratamientos químicos, destaca la oxidación del sustrato mediante la adición de químicos, tales como el peróxido de hidrógeno, el ácido peracético o el hidróxido sodio (Hosseini y Aziz, 2013). Este agente oxidante es añadido sobre la biomasa suspendida en agua. El oxidante más utilizado es el peróxido de hidrógeno, pues este ha demostrado que es capaz de solubilizar hasta el 50% de la lignina y gran parte de la hemicelulosa, lo que es cinco veces más de lo que puede oxidar el hidróxido sódico (Maurya et al., 2015). El tratamiento oxidativo aumenta la accesibilidad a la

celulosa. El estudio realizado por Hosseini y Aziz demostró que el pretratamiento con peróxido de hidrógeno redujo el tiempo total del compostaje, aumentó la velocidad de las reacciones producidas durante el proceso, así como, que los parámetros del compost maduro se encuentran dentro del rango recomendado (Hosseini y Aziz, 2013).

En los residuos que van a ser sometidos a compostaje, no es necesaria la eliminación de la lignina y la hemicelulosa, pues los organismos que se encargan de la realización del compostaje serán capaces de degradar dichos componentes (Guo et al., 2014; Stolze et al., 2015). A pesar de ello, si se consigue reducir la cantidad de estas sustancias en la materia prima, podrá reducirse el tiempo que dura la etapa termófila, pues es en esta, cuando se degradan las fuentes complejas de carbono. Sin embargo, la utilización de pretratamientos químicos para conseguir la reducción de la presencia de lignina y hemicelulosa puede generar inhibidores de la actividad enzimática tales como el furfural y sus derivados (Nakasaki et al., 2015). Así mismo, preocupa la presencia de los químicos utilizados en el pretratamiento en el compost maduro (Hosseini y Aziz, 2013).

Los tratamientos físicos y químicos más comunes se recogen en la Tabla 8, así como sus efectos sobre el compostaje, desventajas y ventajas.

Tabla 8. Pretratamientos más comunes y sus efectos sobre el compostaje

pretratamiento	Efecto	Ventaja	Desventaja	Referencia
Molienda	Reducción de tamaño de partícula	Homogeneidad y facilidad de manejo del producto final	Alto consumo energético	Maurya et al., 2015
Extrusión	Acortamiento de las fibras	No produce compuestos inhibidores , rápido	Alto consumo de energía, efecto limitado si se usan agentes químicos	Duque et al., 2017
Agua caliente	Eliminación de lignina y hemicelulosa soluble	Reducción de la cristalinidad de celulosa y eliminación de hemicelulosa y lignina.	Dificultades para hidrolizar la lignina residual Alto consumo de agua y energía	Zhuang et al., 2016
Explosión de vapor	Reducción de la lignina y reducción del tamaño de partícula	Bajo impacto ambiental, coste económico bajo y uniformidad del producto final	Poco eficaz, consumo energético	Pielhop et al. 2016
Oxidación	Eliminación de lignina y hemicelulosa	Menor producción de subproductos	Degradación parcial de la celulosa, alto coste	Hosseini y Aziz, 2013

Otros Pretratamientos

En la literatura también se recogen una serie de pretratamientos cuyo uso es exclusivo para los sustratos lignocelulósicos, que pueden ser asimilados en este caso como los residuos procedentes de podas, parques y jardines.

En primer lugar, se abordará el pretratamiento por radiación de microondas. Esta es un tipo de radiación no ionizante que transfiere selectivamente energía. El tratamiento con microondas proporciona un incremento de los procesos de hidrólisis, oxidación, alquilación y esterificación. La radiación por microondas permite la transferencia de calor de forma rápida y selectiva de manera uniforme sobre el volumen tratado, es una tecnología fácil desde el punto de vista operativo y eficiente energéticamente, además, no genera subproductos (Hassan et al., 2018).

Otra tecnología que resulta especialmente útil para los residuos lignocelulósicos son los ultrasonidos. Estos son capaces de fragmentar el sustrato hasta el punto de producir la lisis celular. Los ultrasonidos son capaces de romper enlaces entre las moléculas de lignina (α -O-4 y β -O-4), los enlaces éter presentes entre la lignina y la hemicelulosa y disminuye la cristalinidad de la celulosa cristalina. Todo esto redonda en una mayor accesibilidad lo que permite a posteriori una mayor degradabilidad de dichas sustancias (Hassan et al., 2018).

Dentro de las radiaciones ionizantes encontramos dos tipos de tecnologías: los rayos gamma y la radiación con haz de electrones. Los rayos gamma pueden penetrar fácilmente en la estructura del sustrato tratado y debido a su carácter ionizante es capaz de modificar la estructura de la lignina y la celulosa. La radiación con dichos rayos mejora la hidrólisis enzimática de la lignocelulosa y produce una reducción efectiva del tamaño de partícula aumentando la superficie específica. La irradiación con haz de electrones altera la estructura de la lignina, celulosa, y hemicelulosa gracias a la inducción de la formación de enlaces cruzados la lisis de cadenas poliméricas (Hassan et al., 2018).

Por último, se abordará el uso de campos eléctricos pulsados. Con esta tecnología el sustrato es sometido a campos eléctricos pulsados en intervalos de tiempo muy

breves. La alternancia en dichos campos produce la ruptura de la membrana celular lo que permite la entrada de las enzimas encargadas de la degradación con mayor facilidad.

Co-compostaje

Se entenderá por co-compostaje la combinación de dos o más residuos para ser la base del sustrato que posteriormente se compostará. Dichos residuos pueden ser residuos domésticos, residuos procedentes de industrias agroalimentarias, purines animales, residuos ricos en biomasa lignocelulósica y lodos de depuradoras entre otros.

El co-compostaje de diferentes residuos, tales como, los purines animales con materiales lignocelulósicos ajusta las relaciones carbono/nitrógeno. Así mismo, la biomasa actuará como agente de carga, mejorando así la aireación y minimizando la producción de lixiviado fruto del proceso de compostaje. Las propiedades características del agente de carga (porosidad, humedad relativa...) serán las predominantes debido a su mayor proporción en el sustrato, existen dos tipos de agente de carga, el primero de ellos es aquel que modifica la relación C/N de la mezcla y el segundo tipo es que no las modifica. A parte del agente de carga utilizado es importante la optimización de la mezcla que será compostada.

Agentes de carga que modifican la relación C/N

Estos agentes de carga pueden ser residuos verdes como restos de podas o residuos procedentes de la agricultura, debido a su composición el agente de carga modifica la relación C/N de la mezcla que será compostada. Estudios como el de Doublet et al. (2010) concluye que la naturaleza del agente de carga no tiene influencia notable sobre la estabilización del material orgánico durante el proceso de compostaje ni sobre la disponibilidad del nitrógeno en el compost maduro, pero sí que influye fuertemente en el tiempo necesario para conseguir un compost maduro y sobre la evolución bioquímica de la materia orgánica a lo largo del proceso de compostaje y minimiza las pérdidas de nitrógeno vía volatilización en forma de amoníaco (Doublet et al., 2010). Esto se confirma en el estudio de Chang y Chen, (2010), en este caso sobre residuos

alimentarios humanos, y donde además se concluye que las propiedades físicas del agente de carga afectan marcadamente al proceso de compostaje.

Agentes de carga inertes

Además de utilizar agentes de carga que modifiquen las relaciones C/N como los estudios antes mencionados, pueden ser estudiados los agentes de carga inertes, es decir, que no modifican la relación C/N. En esta línea de investigación son reseñables los estudios realizados por Wei y Sánchez-García, en los que se estudió la influencia en el proceso de compostaje la utilización de biochar, zeolitas, cenizas de carbón o piedra pómez como agente de carga. Ambos estudios arrojan las mismas conclusiones, se encontró que el biochar es el agente inerte más eficaz. Incluso con una pequeña cantidad de biochar el compostaje mejora significativamente. La incorporación de biochar en el compostaje facilita cambios en las familias bacterianas encargadas del compostaje, facilita la degradación de la materia orgánica y favorece la mineralización de nitrógeno presente en el sustrato compostado (amonificación y nitrificación) (Wei et al., 2014; Sánchez-García et al. 2015).

Además, el estudio de Waqas et al. (2018) analiza la influencia en la concentración de biochar, procedente de residuos de poda en las características finales del compost maduro. Dicho estudio arroja como resultado que la adición de biochar en cualquier proporción aumenta rápidamente la temperatura, acelera la degradación de la materia orgánica, y además mejora el pH del compost maduro, así como la concentración final de amonio y nitratos. La concentración de amonio aumenta entre un 37,8-45,6% y los nitratos en un 50-62%, pese a ello la adición de biochar confiere al sustrato la característica de capturar una excesiva humedad. Este estudio concluye que la concentración óptima de biochar adicionado es del 15% ya que esta concentración se consiguió la mayor temperatura y mejores concentraciones de amonio y nitrato en el producto final, alcanzado el compost maduro en unos 50-60 días (Waqas et al., 2018).

Inoculación de microorganismos

En teoría, el compostaje no requiere la inoculación de microorganismos específicos para realizar el proceso, debido a que la materia orgánica que actuará de sustrato

contiene la biota necesaria para la degradación de la materia. A pesar de ello, una manera de optimizar la degradación de la materia orgánica es la inoculación de organismos específicos para la realización del compostaje no dejando así a la casualidad la presencia de estos. La inoculación de fuentes microbianas adecuadas aumentará la degradación de la materia orgánica y acortará el tiempo total del proceso (Lin et al., 2018). Con respecto a la inoculación hay dos cosas importantes: la concentración y el tipo de microorganismo que se inocula, y el momento en el que se inocula.

Tipología y concentración de inóculo

Se han realizado estudios sobre los efectos de la adición de determinados inóculos de hongos en el proceso de compostaje que dan como resultados que se obtiene una degradación de materia orgánica de hasta de un 80%, mejorando la distribución de tamaños de partículas del compost maduro y aumentando el contenido de nutrientes en el compost maduro (Zhang y Sun, 2014). La inoculación de microbios con capacidades particulares, tienen el efecto de que ajustan las condiciones ambientales favoreciendo el crecimiento de la biota apropiada para la óptima degradación de materia orgánica reduciendo el tiempo del compostaje (Nakasaki et al., 2015) y los gases de efectos invernadero emitidos durante el proceso (Zhao et al., 2017).

Momento de la inoculación

En el compostaje, las investigaciones sobre la inoculación no solo se centran en los microorganismos que se han de inocular sino también en el momento del proceso en el que dichos microorganismos son inoculados. Así por ejemplo, Jiang et al. (2015a) mostraron que la inoculación de *ammonificadores*, *nitrobacterias*, y *Azotobacter* aumentando así el volumen de nitrógeno bacteriano (NTB), provoca un aumento de la etapa termófila de 1 a 6 días, facilita la degradación de la materia orgánica y aumenta los valores de pH al inicio y al final del compostaje. Así mismo, la adición al iniciarse el proceso de compostaje, reduce las pérdidas de nitrógeno total por emisiones de amoníaco (Jiang et al., 2015 a).

Del mismo modo Zeng et al. (2010) demostró que la inoculación de *Phanerochaete chrysosporium* sobre residuos era más efectiva si esta se hacía en la etapa termófila en lugar de si se hacía en la etapa mesófila. Al realizar la inoculación en la etapa termófila se consiguió un aumento de la temperatura y aceleró el proceso de compostaje con respecto a aquellas que se habían inoculado en la etapa mesófila y las que no se habían inoculado (Zeng et al., 2010). Además, Xi et al estudió los efectos que tendrían lugar con la inoculación en múltiples etapas sobre la comunidad bacteriana y fúngica durante el compostaje de residuos biodegradables municipales, concluyendo que, si comparamos la inoculación en varias etapas frente a la inoculación en la etapa inicial o el compostaje sin inoculación, el método de inoculación de múltiples etapas aumentó el periodo de tiempo en el que las temperaturas eran máximas y aumentó de manera significativa la temperatura de la fermentación secundaria. Aparte de esto, la inoculación en varias etapas aumento la diversidad de la comunidad de bacterias y hongos implicados en la fermentación y evita la competencia entre los mismos, aumenta la simbiosis entre los microorganismos inoculados y los presentes de manera natural en el sustrato (Xi et al., 2015).

En la Tabla 9 se recogen los distintos estudios con sus principales beneficios que producen en el proceso de compostaje.

3.4. Impacto ambiental, económico y social del compostaje

3.4.1. Impacto ambiental del proceso de compostaje

Pese a que existen infinidad de ventajas derivadas del uso del compostaje para la gestión de residuos sólidos urbanos, esta técnica tiene asociados unas cargas ambientales inherentes que incluyen entre otros la emisión de malos olores (procedentes de las emisiones de amoníaco y ácido sulfhídrico), emisiones de compuestos orgánicos volátiles y gases de efecto invernadero (como el dióxido de carbono, el metano o los óxidos de nitrógeno. En este apartado se abordarán las principales cargas ambientales que produce el compostaje, así como estrategias para mitigar dichas cargas.

Tabla 9. Ventajas de inocular diferentes microorganismos en el compostaje.

Estudio	Inoculo	Concentración	Etapas de inoculación	Ventaja
(Zhang y Sun, 2014)	<i>Trichoderma spp</i> y <i>Phanerochaete chrysosporium</i> Burdsall	Trichoderma spp. (60%, v/v) y <i>Phanerochaete chrysosporium</i> Burdsall (40%, v/v)	Día 0	Degradación de la MO hasta un 80%, mejora la distribución de tamaños y el contenido de nutrientes en el compost maduro.
(Nakasaki et al., 2015)	<i>Paecilomyces sp</i>	1E5 UFC/g-ds	Día 0	Degrada el furfural y sus derivados, favoreciendo el crecimiento de los microorganismos del compostaje y reduce el tiempo del compostaje
(Zhao et al., 2017)	<i>Streptomyces sp.</i> , <i>Streptomyces sp.</i> , <i>Streptomyces sp.</i> y <i>actinobacterias</i>	1E9 UFC/mL	Día 0	Aumento de las sustancias húmicas de entre el 50 y 100%, aceleración de la descomposición de la celulosa y una reducción en los GEI emitidos.
(Jiang et al., 2015 a)	ammonificadores, nitrobacterias, y <i>Azotobacter</i>	1% en volumen	Etapas mesófila I y II	Aumento del nitrógeno total bacteriano y reducción de las pérdidas de nitrógeno en el proceso.
(Zeng et al., 2010)	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	1E9 UFC/mL	Etapas termófila.	aumento de la temperatura y aceleró el proceso de compostaje

Emisión de los principales gases

Tal y como se señaló antes, las principales cargas asociadas al compostaje son las emisiones de gases en sus distintas variantes (gases de efecto invernadero, malos olores, compuestos orgánicos volátiles entre otros). Estos gases son emitidos durante el proceso de compostaje pues una vez el compost está maduro, este es estable y no tiene cargas ambientales asociadas (Lin et al., 2018).

En primer lugar, se abordarán los gases de efecto invernadero, el metano y los óxidos de nitrógeno, que han recibido especial atención en la literatura debido a la mayor preocupación de la comunidad científica por el calentamiento global.

El **metano** es producido por la desoxidación del dióxido de carbono, el hidrógeno y el ácido acético por bacterias metanogénicas en condiciones anaerobias (Yang et al.,

2015 a). Estas emisiones se producen en mayor grado durante la etapa termófila, durante las 2 primeras semanas de compostaje, alrededor del 63-93% de las emisiones de metano total (Yang et al., 2015 a; Jiang et al., 2011). Estas condiciones anaerobias pueden ser producidas por tres factores principalmente: (i) el tamaño de las partículas que forman en sustrato, si estas son demasiado grandes, el oxígeno tendrá dificultades más que notables para poder acceder al centro de la partícula lo que producirá un ambiente anaerobio en el interior de las mismas (Jiang et al., 2011); (ii) una mala aireación de la pila o del reactor creará un ambiente anaerobio (Yang et al., 2015 a) o (iii) una humedad alta, que ocupará los poros del sustrato impidiendo un flujo correcto de oxígeno, lo que producirá nuevamente un medio propicio para la proliferación de las bacterias encargadas de la síntesis del metano (Jiang et al., 2011).

El **óxido nitroso** es uno de los gases de efecto invernadero que más preocupa debido a que este gas tiene un GWP de 298 (UNFCCC, 1995). Este gas se emite debido al proceso incompleto de nitrificación/ des-nitrificación. Durante el proceso de nitrificación el óxido se formará en presencia de oxígeno, aunque también puede sintetizarse debido a un déficit de oxígeno o una acumulación de nitratos o nitritos (Yang et al., 2015 a). Una alta proporción de las emisiones totales del óxido es liberada al inicio del proceso de compostaje (Yang et al., 2015 a; Jiang et al., 2011; Maulini-Duran et al., 2013), lo que indica que este gas se formó por la desnitrificación debido a la acumulación del sustrato, generando regiones dentro del sustrato con condiciones anaerobias (Yang et al., 2015 a). El óxido de nitrógeno emitido durante la etapa termófila se produce en la superficie, donde la temperatura y oxígeno son adecuados para la proliferación de “*nitrosomas*” (Yang et al., 2015 a). Con respecto a la emisión de óxido de nitrógeno, el volteo de la pila o la mezcla del reactor favorece el transporte de nitritos y nitratos de la parte aeróbica a la parte anaeróbica y viceversa, lo que favorece la emisión de dicho gas (Jiang et al., 2011).

Las emisiones relacionadas con los **malos olores** durante el compostaje se deben al amoníaco, los orgánicos volátiles y el ácido sulfhídrico. Las emisiones de **amoníaco** se producen debido a la degradación de sustancias orgánicas ricas en nitrógeno como las proteínas en amoníaco inorgánico. Luego, este nitrógeno inorgánico se evapora por acción de las altas temperaturas alcanzadas durante el proceso de compostaje, así

pues, es notable que la mayor cantidad de amoníaco se emitirá en la fase termófila del proceso (Yuan et al., 2015; Yang et al., 2015 a). Entorno al 80% de las emisiones de amoníaco se producen antes de finalizar la etapa termófila. Después, la emisión de este gas decae rápidamente debido al agotamiento de la materia fácilmente degradable (Yuan et al., 2015), por todo ello queda claro que la temperatura, el contenido inicial de nitrógeno, el pH y la aireación juegan un papel fundamental en la cantidad de amoníaco emitido durante el proceso de compostaje (Yuan et al., 2015; Jiang et al., 2011). Ocurre igual con los **componentes orgánicos volátiles**: estos son liberados al inicio del proceso, en la transición de la etapa mesófila a termófila (Maulini-Duran et al., 2013). Estos gases son producidos por la descomposición de proteínas y ácidos grasos, la principal problemática de estos gases es que aun en pequeñas cantidades son capaces de generar malos olores, así, por ejemplo, el umbral de olor para el ácido sulfhídrico es de 0,00041 ppm y los orgánicos volátiles tienen asociados fuertes problemáticas para la salud, como los furanos, que son altamente carcinógenos (Maulini-Duran et al., 2013), por ello las emisiones de dichas sustancias necesitan ser atendidas solícitamente durante el compostaje.

Estrategias para mitigar las cargas ambientales

Tal y como se ha podido comprobar, las emisiones de contaminantes durante el proceso de compostaje son un gran problema inherente asociado al propio proceso. Por ello, se han investigado distintas estrategias para poder mitigar dentro de lo posible las emisiones de dichos contaminantes. Se pueden distinguir tres tipos de estrategias adoptadas: la modificación de las variables físicas de compostaje, la adición de aditivos sobre el sustrato y la utilización de biofiltros para tratar las corrientes residuales en el compostaje industrial.

Modificación de las variables del proceso

En primer lugar, se revisarán los estudios que modifican alguna variable física del proceso, así por ejemplo Ahn et al. (2011) realizaron un estudio en el que se intentó demostrar la influencia del volteo en la emisión de metano y óxido de nitrógeno. Estos investigadores proponen no voltear la pila de compostaje pasado el primer mes del proceso, siempre y cuando la temperatura y la concentración de oxígeno son

adecuadas para el compostaje, así se consigue hasta un 6% menos de emisiones de gases de efecto invernadero (Ahn et al., 2011).

El estudio realizado por Zang et al. (2016) relaciona la aireación, humedad y las proporciones en la materia prima con las emisiones de azufre. Para las relaciones de sustrato y humedad se encontró que afectaban significativamente a las emisiones de disulfuro de dimetilo, pero no afectaba al resto de compuestos de azufre. Respecto a la tasa de aireación, los investigadores recomiendan altas tasas de aireación en la etapa termófila, con especial incidencia tras los volteos ya que así se puede minimizar las cargas ambientales asociadas al azufre (Zang et al., 2016).

Jiang et al. (2011) llevaron a cabo un estudio para demostrar la influencia de las tasas de aireación, la relación carbono nitrógeno y humedad sobre las emisiones de los principales gases asociados al compostaje (CO_2 , CH_4 , N_2O y NH_3). El estudio arroja que la humedad tiene una influencia mínima, siendo la relación carbono nitrógeno inicial la presenta una mayor influencia sobre las emisiones (Jiang et al., 2011).

En la misma línea de investigación se encuentra el estudio realizado por los mismos autores en el año 2015 en el que se estudió la tasa de aireación y el momento en el que se realizaba la aireación del sustrato con las emisiones gaseosas producidas durante el proceso de compostaje. Esta investigación revela que al aumentar la tasa de aireación la pérdida de compuestos nitrogenados es mayor a medida que las emisiones de metano se minimizan. Los ensayos de aireación intermitente demostraron que con una aireación intermitente se minimizaban las emisiones de amoníaco y metano pero aumentaban las emisiones de óxido de nitrógeno debido a los ciclos de nitrificación y la desnitrificación (Jiang et al., 2015 b).

Uso de aditivos

Dentro de los distintos tipos de aditivos que pueden ser añadidos al sustrato se pueden distinguir tres grandes grupos, los aditivos físicos, los químicos y los biológicos.

Así, por ejemplo, Chen et al. (2010) realizaron un estudio para comprobar los efectos del **biochar** sobre las emisiones de nitrógeno. Este estudio demuestra que la adición

de biochar procedente del bambú reduce de forma cuantificable las pérdidas de nitrógeno total, lo que ocurre debido a la capacidad del biochar de adsorber gases como el amoníaco. Además la adicción de biochar provoca un descenso del pH durante la fase termófila lo que puede influir en la minimización del nitrógeno total perdido durante el proceso de compostaje (Chen et al., 2010).

Dentro de las **adiciones de químicos**, pueden destacarse los estudios realizados por Fukumoto et al. y Yuan et al. En el estudio realizado por Fukumoto et al. (2011) se añadió fosfato de magnesio al sustrato que iba a ser compostado para que este reaccionara con el amonio formado durante el compostaje para provocar la reacción de precipitación de estruvita. La aplicación del fosfato de magnesio reduce las emisiones de amoníaco entorno al 25-43%, las de dióxido de nitrógeno en un 52/80% y las del monóxido de nitrógeno en un 96-99%. Se observó que al aumentar la cantidad de sal añadida al sustrato se reducían las pérdidas de nitrógeno pero esta adicción tenía efectos negativos sobre la degradación de la materia orgánica así como un encarecimiento del proceso, por ello los autores recomiendan una dosis de 0,045-0,03 mol/Kg (Fukumoto et al., 2011).

Por otro lado, Yuan et al. (2015) intentaron mitigar las emisiones gaseosas mediante la adición de cloruro de hierro (III). Para ello diseñaron un estudio en el que se realizaron 4 ensayos sobre residuos alimentarios procedentes de cocina, añadieron tallos de maíz (10% en peso), la sal de hierro (10% por masa molar) y una mezcla de ambas, así pues, de este estudio se pueden sacar conclusiones de cada uno de los ensayos. Añadir tallos de maíz elimina la producción de lixiviados, reduce la cantidad de ácido sulfhídrico en un 61% y la de amoníaco en un 6,2% si se comparan con el compostaje de residuos alimentarios solos. Añadir el cloruro de hierro (III) redujo en H₂S en un 61% y el amoníaco en un 38% y la combinación de ambas técnicas redujo las emisiones de azufre un 76% y el amoníaco un 42%. Estos efectos pueden deberse a la coagulación del amonio con el tricloruro de hierro y a los espacios libres que generan los tallos de maíz provocando una mejor aireación y una correcta regulación del agua. Además la combinación de tallos y sal también minimizó la producción de lixiviados (Yuan et al., 2015).

En la misma línea de investigación se encuentra la realizada por Yang et al., en la que se comprobaron los efectos de añadir fosfoyeso y superfosato a residuos de cocina que iban a ser compostados. Los resultados de dicho estudio revelan que la adición del fosfoyeso como del superfosfato no generan ningún efecto adverso sobre el compost maduro a excepción de que el superfosfato reduce la temperatura durante los primeros días de compostaje, lo que ralentiza el proceso global. Sin embargo, la adición de estas sustancias provocó efectos notables sobre las emisiones gaseosas, hubo disminución en la cantidad de metano emitida de 85,8% para el fosfoyeso y 80,5% para el superfosfato, para el amoníaco las emisiones decrecieron en un 23,5% y en un 18,9% respectivamente, lo que puede deberse al aumento de la concentración de sulfatos en el material compostado lo que imposibilita la metalogénesis. Como efecto negativo cabe destacar que al añadir estos componentes aumentaron las emisiones de dióxido de nitrógeno en un 3,2% para el fosfoyeso y en un 14,8% para el superfosfato. Los autores utilizan una concentración del 10% en peso, lo que reduce las emisiones de gases de efecto invernadero en un 7,3% para el superfosfato y un 17,4% para el fosfoyeso comparado con el compostaje de residuos alimentarios procedentes de cocina (Yang et al., 2015 a).

Los **aditivos biológicos** se centran en minimizar las pérdidas de amoníaco por adición de microorganismos que posibilitan la transformación del amoníaco en nitrito (nitrificación) y el nitrito en nitrato (nitración), como por ejemplo el estudio realizado por Jiang et al. (2015) que se desarrolló en el apartado de optimización del compostaje (Jiang et al., 2015 a).

Uso de biofiltros

Industrialmente se puede utilizar otra técnica, los biofiltros, los cuales, mediante procesos biológicos pueden eliminar una amplia gama de contaminantes en las corrientes residuales de los procesos de compostaje industriales. Los biofiltros pueden ser rellenados con una amplia gama de materiales tales como el compost maduro, residuos de poda, turba o medios sintéticos (López et al., 2011; Ryu et al., 2011; Lin et al., 2018).

En la Tabla 10, se muestran los distintos aditivos que pueden ser utilizados para la mitigación de las cargas ambientales asociadas al proceso de compostaje, así como las reducciones que proporcionan dichos aditivos sobre los distintos gases emitidos durante el proceso.

Tabla 10. Reducción de los gases emitidos en el compostaje en función del aditivo

Estudio	Aditivo/Biofiltro	concentración	CH ₄	N ₂ O	NO	NH ₃	H ₂ S	VOC
Chen et al., 2010	Biochar		-	-	-	65%	-	-
Fukumoto et al., 2011	Fosfato de magnesio	0,045-0,03 mol/Kg	-	66%	97,5%	34%	-	-
Yuan et al., 2015	Tallos de maíz	10% peso	-	-	-	6,2%	61%	-
Yuan et al., 2015	Tricloruro de hierro	10% peso molar	-	-	-	38%	61%	-
Yuan et al., 2015	Mezcla de tallos y tricloruro de hierro		-	-	-	42%	79%	-
Yang et al., 2015 a	Fosfoyeso	10% peso	85,5%	-	-	23,5%	-	-
Yang et al., 2015 a	superfosfato	10% peso	80,5%	-	-	18,9%	-	-
Jiang et al., 2015 a	Nitrificación y nitración bacteriana		-	-	-	35%	-	-
López et al., 2011	Biofiltro de compost maduro	-	-	-	-	-	-	90%
Ryu et al., 2011	biofiltro anti-obstrucción de poliuretano	-	-	-	-	98%	-	95%

3.4.2. Análisis económico y social

En este epígrafe se estudiará los usos más comunes del compost, así como la dimensión social y económica que ofrece la implantación del compostaje en la enmienda de la fracción resto.

Características y usos del compost maduro

El compost maduro es una fuente rica en nutrientes y debido a su densidad aparente relativamente baja permite un aumento de la capacidad de aireación del suelo enmendado con compost (Lin et al. 2014). Además, el compost maduro puede ser tratado para obtener fracciones líquidas con un alto contenido en materia orgánica como el extracto de compost o el té de compost.

El compost que será utilizado como fertilizante puede ser caracterizado por su contenido en metales pesados, nitrógeno, fósforo, potasio y determinados microorganismos patógenos (Tabla 11). Por lo general, el compost es rico en nitrógeno orgánico, lo que confiere al compost la característica de ser una fuente de nitrógeno a

largo plazo ya que la flora prima el uso de nitrógeno en forma amoniacal (Lin et al. 2014).

Tabla 11. Propiedades del compost maduro (Lin et al. 2014; Chen et al. 2010; Lin et al. 2018; Nakhshiniev et al., 2014)

Parámetro	unidad	
pH	7,1-8,5	-
TS	31-85	% en peso seco
K	0,6-2,1	% en peso seco
P	0,6-1,9	% en peso seco
Cu	183-862	Ppm en peso seco
Zn	793-1338	Ppm en peso seco
Mg	0.3-1.0	% en peso seco
<i>Escherichia coli</i>	no hay presencia	UFC
IG	90-125%	-

Dos parámetros fundamentales que ha de cumplir el compost para ser utilizado como enmienda de suelos es la madurez del mismo y su estabilidad. Estas características pueden ser medidas gracias a la absorción de oxígeno y el índice de germinación (Di Maria et al., 2014; Nakhshiniev et al., 2014).

A medida que la materia orgánica se va degradando se liberan al medio metabolitos intermedias que pueden resultar fitotóxicos. Así pues, el índice de germinación es un indicador adecuado para la comprobación de la presencia de las sustancias fitotóxicas (Nakhshiniev et al., 2014). El estudio realizado por Bakhtiyor Nakhshiniev et al. (2014) demostró que el compost maduro presenta concentraciones de sustancias fitotóxicas suficientemente bajas para considerar el compost maduro adecuado para su aplicación en suelos.

Se ha demostrado además que el uso del compost maduro como enmienda de suelo disminuye las posibles enfermedades de las plantas cultivadas en los suelos tratados, esto se debe en gran medida a la presencia de microorganismos beneficiosos como los *Bacillus* (Mehta et al., 2014).

En la bibliografía se recogen múltiples experiencias en las cuales se han usado compost maduro como enmienda de suelos (Román et al., 2015). Estudios más específicos, como el de Milinkovic et al. (2019) analiza el efecto sobre el crecimiento de las plantas la aplicación de compost y sus derivados. Entre sus conclusiones está que se

detectaron índices de germinación mayores en las semillas cultivadas con extracto de compost a las cultivadas con té de compost, aunque la tasa de germinación no mostro diferencias estadísticas. De este estudio también se concluye que el uso de productos del compost reduce significativamente la presencia de *R. solani*, *P. debaryanum* y *F. oxysporum* lo que se podría interpretar como una posibilidad de reducción del uso de fungicidas durante el cultivo de dichas plantas (Milinković et al., 2019).

Un estudio realizado por Jeong et al. (2018) analizó la influencia sobre las emisiones de gases de efecto invernadero de la aplicación de compost en campos de cultivo de arroz. El cultivo de arroz es una de las fuentes de metano antropogénico más importante (se estima que el cultivo en los campos coreanos es capaz de emitir entre 39-112 Tg al año de metano) (Jeong et al., 2018). Para llevar a cabo tal empresa se realizaron análisis de ciclo de vida a dos formas de fertilizar el campo de cultivo, el uso de estiércol fresco y el uso de compost maduro, se englobaron las etapas de recolección, transporte, gestión de las mismas y su aplicación en campos de cultivo. Se aplicaron dos Mg/ha (en peso seco) tanto de estiércol fresco como de compost maduro y ambas aplicaciones incrementaron el rendimiento de producción de arroz en torno al 12-17%. A pesar de esto, la aplicación de compost maduro reduce los flujos de emisiones estacionales de metano en torno al 20-50% en comparación con la aplicación de estiércol fresco. Si se comparan las emisiones totales de gases de efecto invernadero la aplicación de estiércol fresco supone un aumento del 50% de emisiones en comparación con la aplicación de compost maduro, por lo que, la aplicación de compost maduro supone una estrategia útil para mejorar la productividad de los suelos destinados al cultivo minimizando las cargas ambientales asociadas a la fertilización de las mismas (Jeong et al., 2018).

Economía del proceso y dimensión social

La viabilidad económica de una planta de compostaje depende en gran medida de la escala de la misma (los costes de capital y de operación disminuyes a la vez que el tamaño de la planta aumenta) y de la valorización de los productos finales ya que las principales ganancias para la planta vienen principalmente por la venta del compost maduro (Lin et al. 2018).

En el análisis de ciclo de vida realizado por Joly (2011) se realiza un análisis económico para dos escenarios gestión, de forma comparada siempre frente al vertido. El primer escenario es la implantación de compostaje doméstico (con un compostaje del 20% del total de los residuos orgánicos producidos), que podría reducir los costes de gestión entorno al 15% debido a que los costes asociados al tratamiento de residuos en los domicilios frente al relleno sanitario son menores. Tratar con los residuos in situ permite reducir los costes de recolección y tratamiento. De esto se puede deducir que, a medida que la tasa de participación en el compostaje doméstico aumenta los costes de gestión de los residuos disminuyen. Este modelo de gestión es interesante para los municipios que presentan una baja densidad de población. A pesar de esto, existen fuertes restricciones de desechos orgánicos que son sensibles de ser compostados y del acceso de los usuarios a zonas habilitadas para poder realizar el compostaje doméstico. Por ello, la gestión de residuos orgánicos por este método alcanzará un límite y será necesario gestionar de otra forma el excedente de residuos no compostados en los hogares. Por otro lado, el segundo escenario plantea una tasa de recolección separada del 50% de los residuos domésticos y un 80% de los residuos verdes, que supondría un incremento del 4% en los costes en comparación con la gestión por relleno sanitario, esto se debe a la necesidad de recoger de manera diferenciada los residuos. Con respecto a los costes asociados al tratamiento de compostaje o vertedero estos son casi equiparables (63 y 65 \$/ton respectivamente) (Joly, 2011).

Un aspecto fundamental no tratado en el anterior estudio son los costes asociados a las campañas de sensibilización que tendrían como objetivo alentar a la población en la participación en el compostaje doméstico o en la separación de las distintas fracciones de residuos. Estos costes son difíciles de estimar, pero estas campañas son esenciales ya que el grado de participación de la población es fundamental para el éxito de estos escenarios y la viabilidad del proceso (Joly 2011).

El estudio realizado por Bekchanov y Mirzabaev (2018) toma como caso de estudio a Sri Lanka, los autores suponen tres tipos de escenarios para la realización de su estudio, en el primero se basa en la eliminación en vertedero, el relleno sanitario o la disposición en vías fluviales de los residuos, este escenario coincide con la situación

anterior a la implantación de modelos de gestión de residuos en el país. En segundo escenario coincide con la situación actual, en la cual el gobierno apoya el reciclaje y promueve la creación de plantas de compostaje, en este escenario los agricultores pueden decidir usar fertilizantes químicos o compost maduro para la enmienda de su cultivo ya que el comercio del compost no está permitido. Por último, el tercer escenario parte del supuesto de que la comercialización entre las distintas provincias es factible, este escenario podría coincidir con el futuro del país. Este estudio propone la sustitución de fertilizantes químicos por el uso de compost maduro producido en el país. Este estudio desarrolla un modelo de optimización económica para la evaluación y comparación de distintos escenarios de gestión de residuos, analiza la viabilidad de la producción y comercialización de compost, en este artículo la gestión de residuos mediante el compostaje no es tratado como un sector aislado y una técnica para la gestión de los residuos, sino que propone la interconexión entre la producción de compost y la aplicación como fertilizante. De este artículo se puede concluir que, en primer lugar, la gestión de residuos vía compostaje es beneficiosa per se, tanto desde el punto de vista ambiental como económico, este reduce las cargas ambientales, minimiza el uso de tierra para la eliminación y devuelve nutrientes al suelo que por otras vías de gestión se perderían. Por otro lado, la gestión integrada de los residuos vía compostaje ayuda a mejorar el rendimiento del suelo y el comercio con el compost maduro proporcionaría una mejora de la economía interna (Bekchanov y Mirzabaev, 2018).

Los sistemas de gestión de residuos suelen optimizarse modificando las variables económicas y ambientales pero los aspectos sociales no suelen considerarse. Para analizar y mejorar los modelos de gestión (especialmente en países en desarrollo), es necesario incluir las variables sociales dentro del proceso de toma de decisiones. Para ello se cuenta con la metodología de la evaluación de la sostenibilidad del ciclo de vida (LCSA) cuyo objetivo es evaluar el comportamiento sostenible de modelos o productos. En esta línea de investigación se enmarca el estudio realizado por Ibáñez-Forés et al. (2019) en el cual analizan los factores sociales en los modelos de gestión de residuos. Para ello, proponen un modelo con distintas categorías de impacto social e indicadores ("relación de actores de la cadena de valor", "igualdad de oportunidades, "beneficios

laborales" entre otros). Además, este modelo se pone en práctica con un caso de estudio en la ciudad de João Pessoa, Brasil, en la cual se ha instalado el modelo de recogida selectiva de los residuos para ello se han reorganizado los antiguos trabajadores. Cabe destacar que no se ha alcanzado un consenso sobre como seleccionar y aplicar los indicadores sociales, ya que la medición de los mismos tiene implícita una complejidad mayúscula. En este estudio no solo se tienen en cuenta los aspectos sociales de los trabajadores, sino que se incluyen las familias de los trabajadores y los usuarios. Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que, desde el punto de vista social, los sistemas de gestión de residuos tienen un amplio margen de mejora, así como que las categorías e indicadores propuestos permiten identificar problemas y beneficios sociales asociados a los modelos de gestión de residuos, lo que ayuda a la toma de decisiones (Ibáñez-Forés et al., 2019).

3.4.3. Comparación entre modelos de gestión

Para realizar la comparación entre los distintos modelos de gestión de los biorresiduos se puede realizar un análisis de ciclo de vida. El principal inconveniente de esta técnica es la difícil comparación entre los distintos estudios realizados, ya que los resultados del análisis de ciclo de vida dependen fuertemente de los límites del sistema elegidos (inclusión dentro del estudio etapas de generación y transporte entre otros), la recuperación energética o el uso de distintas materias primas. Además el ACV solo permite comparar en función de aspectos medioambientales, no incorpora la dimensión social y económica de los procesos de enmienda de los RD.

Morris et al. realizaron una revisión bibliográfica y un meta-análisis de distintos métodos de gestión para residuos orgánicos separados: se compararon 82 estudios publicados a partir del 2010 en los que se aplicaba análisis de ciclo de vida. De dicho artículo se puede concluir que tanto el compostaje como la digestión anaerobia son preferibles a las técnicas que convierten los residuos en energía como la combustión o la deposición en vertedero con captura de metano (comparado las cargas ambientales asociadas). Si se compara la digestión anaerobia y el compostaje o la combustión y el enterramiento, este estudio no determina cual resulta más beneficioso entre las dos

comparaciones, esto se debe a la fluctuación entre las diferentes categorías de impacto ambiental analizadas, así como, la fluctuación de los parámetros analizados debido a las condiciones frontera (Morris et al., 2013).

Un estudio con especial interés es el realizado por Behrooznia et al. (2018) el estudio se realizó para un municipio de Irán, y en él se compararon las demandas de energía y cargas ambientales en la gestión de 100 toneladas de residuos urbanos, desde la generación de dichos residuos hasta la producción de compost maduro para el compostaje y el vertido de materia inerte en el caso de eliminación en vertedero. De este estudio se puede concluir que el compostaje presenta impactos ambientales positivos para el agotamiento abiótico, potencial de ecotoxicidad terrestre y de agua dulce y un menor potencial de calentamiento global, potencial de toxicidad humana, ecotoxicidad acuática, oxidación fotoquímica y potencial de acidificación en comparación con la eliminación en vertedero. Por otro lado eliminación en vertedero presenta mejores resultados en el agotamiento abiótico de los combustibles fósiles, el potencial agotamiento de la capa de ozono y el potencial de eutrofización: esto es debido a la fuerte dependencia energética del compostaje en la etapa de separación y el propio proceso de compostaje industrial. Por todo ello se puede concluir que el compostaje es una alternativa atractiva para la gestión de residuos municipales debido a su menor carga ambiental. Además, los resultados del estudio realizado revelan que una correcta etapa de transporte de residuos puede reducir considerablemente las emisiones en ambos escenarios (Behrooznia et al., 2018).

En el estudio realizado por Hermann et al. se analizó cuatro tipos de modelos de gestión de residuos: el compostaje industrial, el compostaje doméstico, la digestión anaerobia y la incineración de residuos. Los resultados arrojan una clara ventaja de la digestión anaerobia sobre el resto de técnicas analizadas, si esta se realiza con recuperación energética y posterior uso del digestato como enmienda para el suelo. Si se comparan las cargas ambientales, el compostaje doméstico es aproximadamente igual a la incineración con recuperación energética (Hermann et al., 2011).

Si se atiende a los datos, se obtiene que la **digestión anaerobia** permite una disminución de entre 200 y 1200 kg de dióxido de carbono equivalente por tonelada

métrica de residuo tratada con respecto al compostaje (Hermann et al., 2011), otro aspecto clave de la digestión es la posible sustitución de combustibles fósiles por el biogás producido, aunque la cogeneración a partir del biogás producido puede causar un aumento en los gases de efecto invernadero emitidos durante este proceso (CO_2 , H_2S) (Hermann et al., 2011). El procesamiento del gas resultante también produce cargas debido a la necesidad energética de esta etapa (por ejemplo la compresión del gas para su almacenamiento). El uso del digestato en el suelo tiene una mayor emisión de GEI sobre el compost maduro, esto se debe a la mayor estabilidad del compost frente al digestato (Hermann et al., 2011). La digestión anaerobia tiene una menor tasa de acidificación y un menor uso de energía, pero una mayor tasa de eutrofización del agua (Hermann et al., 2011). Si se comparan el **compostaje doméstico** y el **industrial** estos difieren en las emisiones producidas de óxidos de nitrógeno y metano principalmente, si se incluye dentro del análisis el uso del compost maduro como enmienda de suelos mejora ampliamente los resultados obtenidos para ambos compostajes ya que disminuye la huella de carbono y energía de ambos procesos. Nuevamente este estudio hace hincapié sobre la temperatura a la que se realiza el compostaje, ya que esta variable tiene una clara influencia sobre las emisiones de óxidos de nitrógeno, metano y dióxido de carbono (Hermann et al., 2011). Con respecto a la **incineración** este estudio demuestra que puede ser más adecuado que el compostaje doméstico si la eficiencia de la planta de gestión es adecuada (Hermann et al., 2011).

Por último, se compararán los dos modelos de compostaje: el compostaje industrial frente al compostaje doméstico. Para ello se recurre a la publicación realizada por Joly (2011), la cual realiza su estudio para la provincia de Quebec, Canadá. En ella compara la gestión de residuos municipales vía compostaje industrial y compostaje doméstico con el escenario de eliminación en vertedero. Este estudio concluye que para el escenario en el que se comparan la eliminación en vertedero y el compostaje doméstico, este último, en términos de emisiones de gases de efecto invernadero incrementa un uno por ciento, siendo este resultado altamente sorprendente, pues se esperaba que el compostaje doméstico desbancara en término de emisiones al relleno sanitario. Este resultado se debe a la baja captura de dióxido de carbono en el

compostaje doméstico (la deposición en vertedero de una tonelada métrica de residuos alimentarios tiene una emisión asociada de 0,24 toneladas de CO₂-eq, el compostaje por su parte tiene una emisión de -0,17 ton CO₂-eq, si en lugar de residuos alimentarios se trata de residuos verdes las emisiones son -0,43 y -0,17 ton CO₂-eq respectivamente) (Joly 2011). Además, la tasa de participación en el compostaje doméstico es fundamental para que esta técnica alcance un alto rendimiento ambiental. Sobre el escenario en el que se comparan compostaje industrial frente al relleno sanitario, se reducen en un 240% las emisiones de gases de efecto invernadero sobre el escenario de referencia. Estos datos son fruto de las altas tasas de captura de compuestos orgánicos asociadas al compostaje industrial. Las emisiones asociadas a las etapas de transporte y recolección toman valores muy pequeños en comparación con la etapa de compostaje, por lo que estas etapas tienen una carga mínima sobre el global. Además, el compost maduro tiene emisiones negativas de carbono debido a que actúa como secuestrador de carbono en el suelo y si este se utiliza como fertilizante sus emisiones globales disminuyen aún más debido a que este actuará como medio para el crecimiento de vegetación, que actuará como almacén de dióxido de carbono (Joly, 2011).

4. Conclusiones.

En este trabajo se han analizado las opciones de gestión de los biorresiduos a partir de la revisión de más de 80 documentos científicos, informes y artículos relacionados con la temática, además se ha estimado la generación de biorresiduos para la comunidad autónoma de Cantabria. Las principales conclusiones extraídas en el trabajo han sido:

- La estimación de la generación de biorresiduos en Cantabria oscila entre los 123 y 162 Kg per cápita y año para el período estudiado (2006-2016).
- Existen distintos tipos de compostaje dependiendo de nivel/escala (industrial, comunitario y el compostaje doméstico), así mismo, si se atiende al lugar donde se realiza se distinguen dos grandes grupos de compostaje (sistemas cerrados y sistemas abiertos), estos dos grandes grupos se dividen a su vez en sub-grupos atendiendo a razones de colocación de la compostera (vertical y horizontal) o tasas de aireación (natural y forzada).
- Para los residuos domésticos, se extrae que las condiciones óptimas para el compostaje son: humedad 50-70%, relación C/N 30:1, y una tasa de aireación del 10%, tanto el pH como la temperatura variará en función de la fase en la que se encuentre el compostaje.
- Pese a que para la realización del compostaje no es necesaria la optimización de la materia prima ni el proceso se ha demostrado que mediante el uso de diferentes técnicas se puede conseguir un compost de calidad reduciendo los costes de operación así como el tiempo empleado en el proceso, se deduce que uno de los factores claves para la optimización del proceso es la recogida selectiva del sustrato que será compostado.
- Al igual que el resto de métodos de tratamiento de residuos el compostaje tiene una serie de cargas ambientales inherentes al proceso, las más destacables son las emisiones de gases y la generación de lixiviados, la emisión de dichos gases depende fuertemente del modelo de compostaje y del sustrato empleado.

5. Bibliografía

- Ahn, H. K., Mulbry, W., White, J. W., & Kondrad, S. L. (2011). Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure. *Bioresource Technology*, 102(3), 2904–2909. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.142>
- Banco Mundial. 2019. (consultado 24/03/2019). <https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MKTP.CD>
- Behrooznia, L., Sharifi, M., Alimardani, R., & Mousavi-Avval, S. H. (2018). Sustainability analysis of landfilling and composting-landfilling for municipal solid waste management in the north of Iran. *Journal of Cleaner Production*, 203, 1028–1038. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.307>
- Bekchanov, M., & Mirzabaev, A. (2018). Circular economy of composting in Sri Lanka: Opportunities and challenges for reducing waste related pollution and improving soil health. *Journal of Cleaner Production*, 202, 1107–1119. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.186>
- Botheju, D. (2011). Oxygen Effects in Anaerobic Digestion – A Review. *The Open Waste Management Journal*. <https://doi.org/10.2174/1876400201104010001>
- Brown, D., & Li, Y. (2013). Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.081>
- Casarejos, F., Bastos, C. R., Rufin, C., & Frota, M. N. (2018). Rethinking packaging production and consumption vis-à-vis circular economy: A case study of compostable cassava starch-based material. *Journal of Cleaner Production*, 201, 1019–1028. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.114>
- CEGESTI.2013. *Jerarquización de la gestión integral de residuos sólidos*. knowledge papers no.230 . Disponible en: www.cegesti.org
- Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., & Sánchez, A. (2018). Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>
- Chang, J. I., & Chen, Y. J. (2010). Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technology*, 101(15), 5917–5924. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.042>
- Chen, Y. X., Huang, X. D., Han, Z. Y., Huang, X., Hu, B., Shi, D. Z., & Wu, W. X. (2010). Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere*, 78(9), 1177–1181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.029>
- Climate Change (UNFCCC). 1995. *The Science of Climate Change: Summary for Policymakers and Technical Summary of the Working Group I Repor.* pág 22. Consultado 26/01/2019.

<https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/greenhouse-gas-data/greenhouse-gas-data-unfccc/global-warming-potentials>

Di Maria, F., Sordi, A., Cirulli, G., Gigliotti, G., Massaccesi, L., & Cucina, M. (2014). Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. *Waste Management*, 34(9), 1603–1608. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.017>

Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.

Doublet J., C. Francou, M. Poitrenaud, S. H. (2010). Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability. *Current Protocols in Neuroscience*, 102(2), 1298–1307. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.065>

Duque, A., Manzanares, P., & Ballesteros, M. (2017). Extrusion as a pretreatment for lignocellulosic biomass: Fundamentals and applications. *Renewable Energy*, 114, 1427–1441. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.06.050>

EUROSTAT, 2018. Municipal waste by waste management operations. (Consultado el 7/11/18). http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wasmun&lang=en

Fukumoto, Y., Suzuki, K., Kuroda, K., Waki, M., & Yasuda, T. (2011). Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresource Technology*, 102(2), 1468–1474. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.089>

Guo, X., Wang, C., Sun, F., Zhu, W., & Wu, W. (2014). A comparison of microbial characteristics between the thermophilic and mesophilic anaerobic digesters exposed to elevated food waste loadings. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.012>

Hassan, S. S., Williams, G. A., & Jaiswal, A. K. (2018). Emerging technologies for the pretreatment of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 262(March), 310–318. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.099>

Hermann, B. G., Debeer, L., De Wilde, B., Blok, K., & Patel, M. K. (2011). To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polymer Degradation and Stability*, 96(6), 1159–1171. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2010.12.026>

Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. 2012. What a Waste : A Global Review of Solid Waste Management. Urban development series, knowledge papers no. 15. World Bank, Washington, DC. World Bank(Consultado el 1/12/2018) <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>

Hosseini, S. M., & Aziz, H. A. (2013). Evaluation of thermochemical pretreatment and continuous thermophilic condition in rice straw composting process enhancement. *Bioresource Technology*, 133, 240–247. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.098>

Huerta-pujol O., Gallart M., Soliva M., Martinez-Farré FX., Lopez M., (2011) Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resour conserve Recycl* 55:1095-1099.

<https://doi.org/10.1016/j.rescon>

Ibáñez-Forés, V., Bovea, M. D., Coutinho-Nóbrega, C., & de Medeiros, H. R. (2019). Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study. *Ecological Indicators*, 98(October 2018), 164–178.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.031>

Instituto Nacional de Estadística.2018. Población por comunidades y ciudades autónomas y sexo. (Consultado el 15/08/2018) <https://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=2853>

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARIZATION. 1997. ISO 3166-1: ISO.

Jeong, S. T., Cho, S. R., Lee, J. G., Kim, P. J., & Kim, G. W. (2018). Composting and compost application: Trade-off between greenhouse gas emission and soil carbon sequestration in whole rice cropping system. *Journal of Cleaner Production*, 212, 1132–1142.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.011>

Jiang, J., Liu, X., Huang, Y., & Huang, H. (2015). Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting. *Waste Management*, 39, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.025>

Jiang, T., Li, G., Tang, Q., Ma, X., Wang, G., & Schuchardt, F. (2015). Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of pig feces in pilot scale. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 31(Guoxue Li), 124–132.

<https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.12.005>

Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G., Guo, R., & Zhao, Y. (2011). Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Sciences*, 23(10), 1754–1760. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60591-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60591-8)

Joly, E. (2011). Comparison of Home Composting and Large Scale Composting for Organic Waste Management in Quebec, Canada, (August), 1–43. (tesis)

Jurado, M., López, M. J., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M. C., López-González, J. A., & Moreno, J. (2014). Exploiting composting biodiversity: Study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based composting. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.145>

Kalamdhad, A. S., Khwairakpam, M., & Kazmi, A. A. (2012). Drum composting of municipal solid waste. *Environmental Technology*. <https://doi.org/10.1080/09593330.2011.572918>

Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE-A-2011-13046.

Li, Y., Park, S. Y., & Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>

Li, Z., Lu, H., Ren, L., & He, L. (2013). Experimental and modeling approaches for food waste

composting: A review. *Chemosphere*, 93(7), 1247–1257.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.064>

Lin, L., Xu, F., Ge, X., & Li, Y. (2018). Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89(February), 151–167.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.025>

Lin, L., Yang, L., Xu, F., Michel, F. C., & Li, Y. (2014). Comparison of solid-state anaerobic digestion and composting of yard trimmings with effluent from liquid anaerobic digestion.

Bioresource Technology. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.007>

López M., Soliva M., rMartínez-Farré FX., Fernández M., Huerta-Pujol O., (2010) Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resources, Conservation and Recycling* 54:222-228. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.003>

López, R., Cabeza, I. O., Giráldez, I., & Díaz, M. J. (2011). Biofiltration of composting gases using different municipal solid waste-pruning residue composts: Monitoring by using an electronic nose. *Bioresource Technology*, 102(17), 7984–7993.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.085>

Malamis D., Moustakas K., Bourka A., Valta K., Papadaskalopoulou C., Panaretou V., Skiadi O., Sotiropoulos A. (2015). Compositional Analysis of Biowaste from Study Sites in Greek Municipalities. *Waste Biomass Valoriz.* 6:637-646.

Malamis D., Bourka A., Stamatopoulou E., Moustakas K., Skiadi O., Loizidou M. (2017). Study and assessment of segregated biowaste composting: The case study of Attica municipalities. *J environ Manag* 203:664-669. [10.1016/j.jenvman.2016.09.070](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.070)

Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M. S., Fonoll, X., Peces, M., & Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>

Maulini-Duran, C., Artola, A., Font, X., & Sánchez, A. (2013). A systematic study of the gaseous emissions from biosolids composting: Raw sludge versus anaerobically digested sludge.

Bioresource Technology, 147, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.118>

Maurya, D. P., Singla, A., & Negi, S. (2015). An overview of key pretreatment processes for biological conversion of lignocellulosic biomass to bioethanol. *3 Biotech*, 5(5), 597–609.

<https://doi.org/10.1007/s13205-015-0279-4>

Mehta, C. M., Palni, U., Franke-Whittle, I. H., & Sharma, A. K. (2014). Compost: Its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. *Waste Management*.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.012>

Memoria anual de generación y gestión de residuos de competencia municipal (MAGRAMA). 2016. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Memoria-anual-generacion-gestion-residuos.aspx>

- Milinković, M., Lalević, B., Jovičić-Petrović, J., Golubović-Ćurguz, V., Kljujev, I., & Raičević, V. (2019). Biopotential of compost and compost products derived from horticultural waste—Effect on plant growth and plant pathogens' suppression. *Process Safety and Environmental Protection*, 121, 299–306. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.09.024>
- Morris, J., Scott Matthews, H., & Morawski, C. (2013). Review and meta-analysis of 82 studies on end-of-life management methods for source separated organics. *Waste Management*, 33(3), 545–551. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.004>
- Nakasaki, K., Mimoto, H., Tran, Q. N. M., & Oinuma, A. (2015). Composting of food waste subjected to hydrothermal pretreatment and inoculated with *Paecilomyces* sp. FA13. *Bioresource Technology*, 180, 40–46. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.094>
- Nakhshiniev, B., Biddinika, M. K., Gonzales, H. B., Sumida, H., & Yoshikawa, K. (2014). Evaluation of hydrothermal treatment in enhancing rice straw compost stability and maturity. *Bioresource Technology*, 151, 306–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.083>
- Partanen, P., Hultman, J., Paulin, L., Auvinen, P., & Romantschuk, M. (2010). Bacterial diversity at different stages of the composting process. *BMC Microbiology*. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-10-94>
- Pielhop, T., Amgarten, J., Von Rohr, P. R., & Studer, M. H. (2016). Steam explosion pretreatment of softwood: The effect of the explosive decompression on enzymatic digestibility. *Biotechnology for Biofuels*, 9(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s13068-016-0567-1>
- Pires A., Martinho G., C hang N. (2011). Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management*. 92:1033-1050. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.024>
- Plan de residuos de la comunidad autónoma de Cantabria 2017 – 2023. BOC-63
- Plan estatal marco de gestión de residuos (PEMAR)2016-2022. BOE-A-2015-13490
- Ponsá, S., Gea, T., & Sánchez, A. (2010). The effect of storage and mechanical pretreatment on the biological stability of municipal solid wastes. *Waste Management*, 30(3), 441–445. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.020>
- Román, P., Martínez, M., Pantoja, A. 2015. *Manual de compostaje del agricultor experiencias en américa latina*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Santiago de Chile. E-ISBN 978-92-5-307845-5
- Ryu, H. W., Cho, K. S., & Lee, T. H. (2011). Reduction of ammonia and volatile organic compounds from food waste-composting facilities using a novel anti-clogging biofilter system. *Bioresource Technology*, 102(7), 4654–4660. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.021>
- Sánchez-García, M., Alburquerque, J. A., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., & Cayuela, M. L. (2015). Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource*

Technology, 192, 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.003>

Schüch A., Morscheck G., Lemke A., Nelles M. (2016). Bio-waste Recycling in Germany – Further Challenges. *Procedia Environ Sci.* 35:308-318. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.011>

Stolze, Y., Zakrzewski, M., Maus, I., Eikmeyer, F., Jaenicke, S., Rottmann, N., ... Schlüter, A. (2015). Comparative metagenomics of biogas-producing microbial communities from production-scale biogas plants operating under wet or dry fermentation conditions. *Biotechnology for Biofuels*. <https://doi.org/10.1186/s13068-014-0193-8>

Torres-Climent, A., Martin-Mata, J., Marhuenda-Egea, F., Moral, R., Barber, X., Perez-Murcia, M. D., & Paredes, C. (2015). Composting of the Solid Phase of Digestate from Biogas Production: Optimization of the Moisture, C/N Ratio, and pH Conditions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. <https://doi.org/10.1080/00103624.2014.988591>

Wang, P., Yu, Z., Zhao, J., & Zhang, H. (2018). Do microbial communities in an anaerobic bioreactor change with continuous feeding sludge into a full-scale anaerobic digestion system? *Bioresource Technology*, 249(July 2017), 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.191>

Wang, X., Pan, S., Zhang, Z., Lin, X., Zhang, Y., & Chen, S. (2017). Effects of the feeding ratio of food waste on fed-batch aerobic composting and its microbial community. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.076>

Wang, X., Selvam, A., Lau, S. S. S., & Wong, J. W. C. (2018). Influence of lime and struvite on microbial community succession and odour emission during food waste composting. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.091>

Waqas, M., Nizami, A. S., Aburiazaiza, A. S., Barakat, M. A., Ismail, I. M. I., & Rashid, M. I. (2018). Optimization of food waste compost with the use of biochar. *Journal of Environmental Management*, 216, 70–81. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.015>

Wei, L., Shutao, W., Jin, Z., & Tong, X. (2014). Biochar influences the microbial community structure during tomato stalk composting with chicken manure. *Bioresource Technology*, 154, 148–154. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.022>

Xi, B., He, X., Dang, Q., Yang, T., Li, M., Wang, X., ... Tang, J. (2015). Effect of multi-stage inoculation on the bacterial and fungal community structure during organic municipal solid wastes composting. *Bioresource Technology*, 196, 399–405. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.069>

Xu, F., Shi, J., Lv, W., Yu, Z., & Li, Y. (2013). Comparison of different liquid anaerobic digestion effluents as inocula and nitrogen sources for solid-state batch anaerobic digestion of corn stover. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.006>

Yang, F., Li, G., Shi, H., & Wang, Y. (2015). Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Waste Management*, 36, 70–76. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.012>

- Yang, L., Xu, F., Ge, X., & Li, Y. (2015). Challenges and strategies for solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.002>
- Yu, D., Romantschuk, M., Auvinen, P., Setälä, H., Boureau, T., Steffen, K., Strömmer, R. (2014). Microbial Community Profiling of Biodegradable Municipal Solid Waste Treatments-Aerobic Composting and Anaerobic Digestion. Academic dissertation, University of Helsinki. ISBN 978-951-51-0217-1. <http://ethesis.helsinki.fi>
- Yuan, J., Yang, Q., Zhang, Z., Li, G., Luo, W., & Zhang, D. (2015). Use of additive and pretreatment to control odors in municipal kitchen waste during aerobic composting. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 37, 83–90. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.03.028>
- Zang, B., Li, S., Michel, F., Li, G., Luo, Y., Zhang, D., & Li, Y. (2016). Effects of mix ratio, moisture content and aeration rate on sulfur odor emissions during pig manure composting. *Waste Management*, 56, 498–505. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.026>
- Zeng, G., Yu, M., Chen, Y., Huang, D., Zhang, J., Huang, H., ... Yu, Z. (2010). Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time points on enzyme activities during agricultural waste composting. *Bioresource Technology*, 101(1), 222–227.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.013>
- Zhang, L., & Sun, X. (2014). Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresource Technology*, 171(1), 274–284.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.079>
- Zhao, Y., Zhao, Y., Zhang, Z., Wei, Y., Wang, H., Lu, Q., ... Wei, Z. (2017). Effect of thermo-tolerant actinomycetes inoculation on cellulose degradation and the formation of humic substances during composting. *Waste Management*, 68, 64–73.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.022>
- Zheng, Y., Zhao, J., Xu, F., & Li, Y. (2014). Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production. *Progress in Energy and Combustion Science*.
<https://doi.org/10.1016/j.pecs.2014.01.001>
- Zhuang, X., Wang, W., Yu, Q., Qi, W., Wang, Q., Tan, X., ... Yuan, Z. (2016). Liquid hot water pretreatment of lignocellulosic biomass for bioethanol production accompanying with high valuable products. *Bioresource Technology*, 199, 68–75.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.051>

Anexo I

Tabla A1, Referencias bibliográficas.

Nº Referencia	Referencia	Nº Referencia	Referencia
[1]	Ahn et al., 2011	[37]	Mata-Alvarez et al., 2014
[2]	Behrooznia et al., 2018	[38]	Maulini-Duran et al., 2013
[3]	Bekchanov y Mirzabaev, 2018	[39]	Maurya et al., 2015
[4]	Botheju, 2011	[40]	Mehta et al. 2014
[5]	Brown y Li, 2013	[41]	Milinković et al., 2019
[6]	Casarejos et al., 2018	[42]	Morris et al., 2013
[7]	CEGESTI, 2013	[43]	Nakasaki et al., 2015
[8]	Cerda et al., 2018	[44]	Nakhshiniev et al., 2014
[9]	Chang y Chen, 2010	[45]	Partanen et al., 2010
[10]	Chen et al., 2010	[46]	Pielhop et al. 2016
[11]	Di Maria et al., 2014	[47]	Pires et al., 2019
[12]	Doublet et al., 2010	[48]	Ponsá et al., 2010
[13]	Duque et al., 2017	[49]	Román et al., 2015
[14]	Fukumoto et al., 2011	[50]	Ryu et al., 2011
[15]	Guo et al., 2014	[51]	Sánchez-García et al. 2015
[16]	Hassan et al., 2018	[52]	Schüch et al., 2016
[17]	Hermann et al., 2011	[53]	Stolze et al., 2015
[18]	Hoornweg y Bhada-Tata, 2012	[54]	Torres-Climent et al., 2015
[19]	Hosseini y Aziz, 2013	[55]	Wang et al., 2017
[20]	Huerta-Pujol et al., 2011	[56]	Wang et al., 2018 a
[21]	Ibáñez-Forés et al., 2019	[57]	Wang et al., 2018 b
[22]	Jeong et al., 2018	[58]	Waqas et al., 2018
[23]	Jiang et al., 2011	[59]	Wei et al., 2014
[24]	Jiang et al., 2015 a	[60]	Xi et al., 2015
[25]	Jiang et al., 2015 b	[61]	Xu et al., 2013
[26]	Joly, 2011	[62]	Yang et al., 2015 a
[27]	Jurado et al., 2014	[63]	Yang et al., 2015 b
[28]	Kalamdhad et al., 2012	[64]	Yu et al., 2014
[29]	Li et al., 2011	[65]	Yuan et al., 2015
[30]	Li et al., 2013	[66]	Zang et al., 2016
[31]	Lin et al. 2014	[67]	Zeng et al., 2010
[32]	Lin et al., 2018	[68]	Zhang y Sun, 2014
[33]	López et al., 2010	[69]	Zhao et al., 2017
[34]	López et al., 2011	[70]	Zheng et al., 2014
[35]	Malamis et al., 2015	[71]	Zhuang et al., 2016
[36]	Malamis et al., 2017		

Anexo II

Tabla A2, Contenido temático de los artículos.

Análisis de la gestión de residuos orgánicos y su impacto ambiental y social																															
referencia	Modelos de gestión de residuos				Variables del proceso de compostaje				Optimización del proceso de compostaje				Impacto ambiental asociado al proceso de compostaje										Análisis económico y social								
	Recogida selectiva	Vertedero	incineración	método biológico	humedad	temperatura	PH	microbiología	C/N C/P	aireación	sustrato	inoculación	co-compostaje	pretratamiento físico	pretratamiento químico	Pretratamiento biológico	CO2	CH4	NO	NO2	NH3	H2S	VOC	mitigación por sustrato	mitigación por aditivo	biofiltro	ACV	compost maduro	usos del compost	impacto social	pais
Ahn et al. 2011						X											X	X		X				X							USA
Behrooznia et al., 2018		X		X																							X				IRN
Bekchanov y Mirzabaev, 2018																													X	X	DEU
Botheju, 2011				X						X																					NOR
Brown and Li 2013				X				X		X																					USA
Casarejos et al. 2018																											X	X	X	X	BRA
Cerda et al. 2018							X	X	X			X					X	X			X		X					X			ESP
Chang y Chen, 2010												X																			TW N
Chen et al.,						X	X																	X	X						CHN

Análisis de la gestión de residuos orgánicos y su impacto ambiental y social																															
referencia	Modelos de gestión de residuos					Variables del proceso de compostaje						Optimización del proceso de compostaje					Impacto ambiental asociado al proceso de compostaje										Análisis económico y social				
	Recogida selectiva	Vertedero	incineración	método biológico	humedad	temperatura	PH	microbiología	C/N C/P	aireación	sustrato	inoculación	co-compostaje	pretratamiento físico	pretratamiento químico	Pretratamiento biológico	CO2	CH4	NO	NO2	NH3	H2S	VOC	mitigación por sustrato	mitigación por aditivo	biofiltro	ACV	compost maduro	usos del compost	impacto social	país
2010																															
Di Maria et al., 2014																												X			ITA
Doublet et al., 2010													X																		FRA
Duque et al., 2017														X																	ESP
Fukumoto et al., 2011								X											X	X	X				X						JPN
Guo et al., 2014								X																							CHN
Hassan et al., 2018														X	X	X															IRL
Hermann et al., 2011				X																							X				NLD
Hosseini y Aziz, 2013						X	X		X						X																MYS
Huerta-Pujol et al., 2011	X																														ESP
Ibáñez-Forés et al. ,2019																											X			X	ESP
Jeong et al., 2018																	X	X		X							X	X	X		KOR

Análisis económico y social																															
Modelos de gestión de residuos			Variables del proceso de compostaje				Optimización del proceso de compostaje				Impacto ambiental asociado al proceso de compostaje												Análisis económico y social								
referencia	Recogida selectiva	Vertedero	incineración	método biológico	humedad	temperatura	PH	microbiología	C/N C/P	aireación	sustrato	inoculación	co-compostaje	pretratamiento físico	pretratamiento químico	Pretratamiento biológico	CO2	CH4	NO	NO2	NH3	H2S	VOC	mitigación por sustrato	mitigación por aditivo	biofiltro	ACV	compost maduro	usos del compost	impacto social	país
Jiang et al., 2011					X	X			X	X								X			X	X									CHN
Jiang et al., 2015 a						X	X		X			X					X				X										CHN
Jiang et al., 2015 b										X								X		X	X										CHN
Joly, 2011		X		X																							X			X	CAN
Jurado et al., 2014								X																			X				ESP
Kalamdhad et al., 2012		X	X	X	X	X	X	X	X	X																		X			USA
Li et al., 2011				X					X		X	X																			USA
Li et al., 2013						X	X		X	X																					CHN
Lin et al., 2014				X		X	X				X																				USA
Lin et al., 2018				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X									X	X			USA
López et al., 2010	X																														ESP
López et al. 2011																							X			X					ESP
Malamis et al., 2015	X																														GRC

Análisis de la gestión de residuos orgánicos: procesos, impactos y sostenibilidad																															
referencia	Modelos de gestión de residuos				Variables del proceso de compostaje				Optimización del proceso de compostaje				Impacto ambiental asociado al proceso de compostaje										Análisis económico y social								
	Recogida selectiva	Vertedero	incineración	método biológico	humedad	temperatura	PH	microbiología	C/N C/P	aireación	sustrato	inoculación	co-compostaje	pretratamiento físico	pretratamiento químico	Pretratamiento biológico	CO2	CH4	NO	NO2	NH3	H2S	VOC	mitigación por sustrato	mitigación por aditivo	biofiltro	ACV	compost maduro	usos del compost	impacto social	país
Malamis et al., 2017	X																														GRC
Mata-Alvarez et al., 2014				X						X																					ESP
Maulini-Duran et al., 2013																		X		X	X		X								ESP
Maurya et al., 2015														X	X	X															IND
Mehta et al., 2014							X				X																				IND
Milinković et al., 2019																												X	X		SRB
Morris et al.,2013				X																							X				USA
Nakasaki et al., 2015											X			X	X	X															JPN
Nakhshinie v et al., 2014						X	X		X					X			X											X			JPN
Partanen et al., 2010								X																							FIN
Pielhop et al., 2016														X																	CHE

Análisis de la gestión de residuos orgánicos y su impacto ambiental y social																															
referencia	Modelos de gestión de residuos				Variables del proceso de compostaje				Optimización del proceso de compostaje				Impacto ambiental asociado al proceso de compostaje												Análisis económico y social						
	Recogida selectiva	Vertedero	incineración	método biológico	humedad	temperatura	PH	microbiología	C/N C/P	aireación	sustrato	inoculación	co-compostaje	pretratamiento físico	pretratamiento químico	Pretratamiento biológico	CO2	CH4	NO	NO2	NH3	H2S	VOC	mitigación por sustrato	mitigación por aditivo	biofiltro	ACV	compost maduro	usos del compost	impacto social	país
Pires et al., 2011	X																														PRT
Ponsá et al., 2010														X																	ESP
Ryu, et al., 2011																				X		X				X					KOR
Sánchez-García et al., 2015												X					X	X	X	X		X									ESP
Schüch et al., 2016	X																														DUE
Stolze et al., 2015				X				X																							DUE
Torres-Climent et al., 2015					X		X																								GBR
Wang et al., 2017					X	X		X	X																						CHN
Wang et al., 2018 a				X				X				X																			CHN
Wang et al., 2018 b						X	X	X													X				X						CHN
Waqas et al., 2018					X	X	X						X																		SAU
Wei et al.,						X	X		X			X																			CHN

	Modelos de gestión de residuos				Variables del proceso de compostaje				Optimización del proceso de compostaje				Impacto ambiental asociado al proceso de compostaje										Análisis económico y social									
referencia	Recogida selectiva	Vertedero	incineración	método biológico	humedad	temperatura	PH	microbiología	C/N C/P	aireación	sustrato	inoculación	co-compostaje	pretratamiento físico	pretratamiento químico	Pretratamiento biológico	CO2	CH4	NO	NO2	NH3	H2S	VOC	mitigación por sustrato	mitigación por aditivo	biofiltro	ACV	compost maduro	usos del compost	impacto social	país	
2014																																
Xi et al., 2015						X						X																				CHN
Xu et al., 2013				X			X																									USA
Yang et al., 2015 a						X									X			X		X	X											CHN
Yang et al., 2015 b				X							X																					USA
Yu et al., 2014				X				X	X																					X		FIN
Yuan et al., 2015						X															X	X			X			X				CHN
Zang et al., 2016						X											X							X								USA
Zeng et al., 2010												X																				CHN
Zhang y Sun, 2014						X		X	X				X																			CHN
Zhao et al., 2017												X																				CHN
Zheng et al., 2014											X			X	X	X																USA
Zhuang et al., 2016														X																		CHN

Anexo III

Tabla A3, Contenido temático de los informes.

Referencia	Definiciones	Legislación aplicable	Generación de RD	Composición de los RD	Modelos de gestión	Tipos de compostaje	Variables del compostaje	Experiencias del compostaje	Cargas ambientales
CEGESTI, 2013					X				
Decreto 14/2017	X	X							
Directiva 2008/98/CE	X	X							
Directiva 2018/851	X	X			X				
Hoornweg y Bhada-Tata, 2012			X	X					
Ley 22/2011	X	X							
MAGRAMA, 2016	X	X	X	X	X				
PEMAR, 2016		X	X	X	X				
PRCAC, 2017		X	X	X					
Román et al., 2015			X	X	X	X	X	X	X